

# BOSQUES

Volumen 11. No 2 2021

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2>

## Latitud Cero

R e v i s t a I n d e x a d a

ISSN 2528-7818

ISSN 1390-3683

**Fijación de Carbono en  
sistemas Agroforestales**

**Marcadores moleculares en el diagnóstico  
y control genético de enfermedades de  
*Solanum quitoense***



1859

unl

Universidad  
Nacional  
de Loja

ingeniería Forestal



latindex  
catálogo 2.0



REDIB | Red Iberoamericana  
de Innovación y Conocimiento Científico

# AUTORIDADES

**Nikolay Aguirre Ph.D**

Rector

Universidad Nacional de Loja

**Mónica Pozo 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, Germany*

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. Alberto Julca Otiniano

*Universidad Nacional Agraria La Molina - Perú*

PhD. Patricio Castro Quezada

*Universidad de Cuenca*

PhD. Mario Añazco Romero

*Universidad Técnica del Norte*

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*

Ing. Vladimir Placencia

*Ministerio del Ambiente Ecuador*

## **La captura de carbono ante el cambio climático.**

A propósito de la COP 26 celebrada en Glasgow (Inglaterra) y que finalizó este pasado 13 de noviembre, y de la cual se puede concluir que no hay mayores elementos nuevos que se hayan aportado luego de las intensas negociaciones y declaraciones de quienes participan en este evento. Entre tantos compromisos asumidos para acelerar la acción ante el cambio climático, surge la desconfianza de ONG's, movimientos ambientalistas y la colectividad, en que algo pueda cambiar; la razón es simple, más de 80 países acordaron reducir hasta el final de la década un 30 % de emisiones de CH<sub>4</sub>, entre ellos países como Brasil que han demostrado que más allá del discurso están los hechos, y es evidente que en el gobierno de Bolsonaro se ha dado mayor deforestación desde el 2008. De igual manera, muchos de los líderes con buenas intenciones para reducir el cambio climático, poco pueden hacer frente al incansable consumo de combustibles fósiles, deficiente inversión en energías renovables y el imparable consumismo que día a día engrosa sus largas filas de adeptos.

Mientras el panorama actual parezca pesimista frente al imparable crecimiento demográfico, consumismo, dependencia de la agricultura y ganadería extensivas, es estrictamente necesario mantener y conservar los espacios que mantienen el equilibrio del planeta; los suelos, océanos y bosques merecen darle toda la importancia, protección y cuidado por parte de la humanidad. Los bosques templados y tropicales participan con el 90 % del flujo anual de carbono atmosférico, junto con el suelo y los océanos conforman los factores clave para mitigar las emisiones de GEI por medio de la captura de carbono al convertirse en sumideros.

Los gobiernos y ciudadanía deben empoderarse de las estrategias, cuidado y protección de bosques, suelo y océanos para la captura de Carbono, implementar estrategias para evitar la degradación del suelo a través de su buena gestión, reduciendo el impacto de la erosión, implementando la agroecología y la silvopastura sostenible, apoyando los estudios de emisión-captura de carbono y siendo conscientes del consumo razonable. Existe la oportunidad para que las pequeñas acciones a nivel local al final repercutan a nivel global, construir, conservar y restaurar es la única forma de hacer frente al cambio climático que hoy ya es una realidad.

*Equipo Editor*

# ÍNDICE







Briófitos y hongos (liquenizados y no liquenizados) del Parque Universitario Francisco Vivar Castro, Loja, Ecuador.. Ángel Benítez; Darío Cruz; Marlon Vega; Leonardo González; Néilson Jaramillo, Fausto López; Zhofre Aguirre-Mendoza	1
Funcionalidad ecológica en plantaciones de eucalipto, en el Bosque Nacional Ipanema: ¿cuál es la importancia de las plantaciones forestales en la restauración de áreas degradadas? Deicy Lozano; Celso Yaguana Puglla; Mario Añazco-Romero; Nathaly Fernández-Gómez	19
Fijación de carbono en sistemas agroforestales gestionados por pequeños productores de los Andes del Ecuador Mario Añazco-Romero; Nathaly Fernández-Gómez	32
Inducción <i>in vitro</i> de raíces de <i>Cinchona officinalis</i> L. a partir de vitroplantas Víctor Eras-Guamán; Claudia Cueva-Coronel; Magaly Yaguana-Arévalo; Ruth Poma-Angamarca; José Moreno-Serrano	43
Bosques y sustentabilidad Rodrigo Severo Arce Rojas	53
Resiliencia ambiental de la ciudad de Loja con base en determinados factores naturales y antropogénicos Raquel Hernández-Ocampo; Carlos Chunchu-Morocho; Christian León-Celi; Santiago García-Matailo; Jackelinne Castillo-Villalta; Ana Puertas-Azanza; Denny Ayora-Apolo; Karen Toledo-Sarango	68
Dinámica espacio-temporal del cambio de uso del suelo en la isla Puná del cantón Guayaquil, provincia de Guayas Manuel Ramírez-Narváez; Martha Romero-Córdova; Iván Burneo-Saavedra; William Zury Rojas; Aníbal González- González; Oscar Juela-Sivisaca	85
Estado actual del uso de marcadores moleculares en el diagnóstico y control genético de enfermedades de naranjilla <i>Solanum quitoense</i> Patricio Castro-Quedaza; Iván Belesaca-Morocho; Lourdes Díaz-Granda	98
COMUNICACION CORTA: Retos y oportunidades para la gobernanza de restauración forestal en el Ecuador: perspectivas desde de una mesa de trabajo en el III CERP, 2021 Manuel Peralvo; Jorge Zalles	108

# INDEX

Bryophytes and fungi (lichenized and non-lichenized) from “Parque Universitario Francisco Vívar Castro”, Loja, Ecuador Ángel Benítez; Darío Cruz; Marlon Vega; Leonardo González; Nélon Jaramillo, Fausto López; Zhofre Aguirre-Mendoza	1
Ecological functionality in eucalyptus plantations in the Ipanema National Forest: what is the importance of forest plantations in the restoration of degraded areas? Deicy Lozano; Celso Yaguana Puglla; Mario Añezco-Romero; Nathaly Fernández-Gómez	19
Carbon fixation in agroforestry systems managed by small producers of the Andes in Ecuador Mario Añezco-Romero; Nathaly Fernández-Gómez	32
<i>In vitro</i> induction of roots of <i>Cinchona officinalis</i> L., from vitroplants V́ctor Eras-Guamán; Claudia Cueva-Coronel; Magaly Yaguana-Arévalo; Ruth Poma-Angamarca; José Moreno-Serrano	43
Forests and sustainability Rodrigo Severo Arce Rojas	53
Environmental resilience of the city of Loja based on selected natural and anthropogenic factors Raquel Hernández-Ocampo; Carlos Chunchu-Morocho; Christian León-Celi; Santiago García-Matailo; Jackelinne Castillo-Villalta; Ana Puertas-Azanza; Denny Ayora-Apolo; Karen Toledo-Sarango	68
Spatio-temporal dynamics of land use change in Puna island, canton of Guayaquil, province of Guayas Manuel Ramírez-Narv́ez; Martha Romero-Córdova; Iván Burneo-Saavedra; William Zury Rojas; Aníbal González- González; Oscar Juela-Sivisaca	85
Floristic composition and structure of a dry forest remnant at the Zapotepamba Experimental Station, Loja, Ecuador Patricio Castro-Quedaza; Iván Belesaca-Morocho; Lourdes Díaz-Granda	98
Challenges and opportunities for the governance or forest restoration in Ecuador: perspectives from a work group at the III CERP, 2021 Manuel Peralvo; Jorge Zalles	108

## Briófitos y hongos (liquenizados y no liquenizados) del Parque Universitario Francisco Vivar Castro, Loja, Ecuador.

### Bryophytes and fungi (lichenized and non-lichenized) from “Parque Universitario Francisco Vivar Castro”, Loja, Ecuador .

Ángel Benítez <sup>1\*</sup>  
Darío Cruz <sup>1</sup>   
Marlon Vega <sup>1</sup>   
Leonardo González <sup>2</sup>   
Néilson Jaramillo <sup>2</sup>   
Fausto López <sup>1</sup>   
Zhofre Aguirre <sup>2</sup> 

1. BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, Ecuador.

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

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

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1102>

Recibido: 27/10/2021

Aprobado: 21/12/2021

## RESUMEN

Los briófitos y hongos (liquenizados y no liquenizados) son altamente diversos en ecosistemas tropicales, y están relacionados con el funcionamiento de los mismos; sin embargo, la diversidad de estos organismos es aún poco estudiada en Ecuador. A nivel de país se ha reportado alrededor de 1700 especies de briófitos, 900 especies de líquenes y más de 2000 especies de hongos no liquenizados. Se realizó un inventario de briófitos, líquenes y hongos del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” en la Región Sur del Ecuador mediante colecciones al azar. Se registró un total de 152 especies, distribuidas en 74 briófitos, 40 líquenes y 38 macrohongos. Las familias con mayor número de especies de briófitos son Lejeuneaceae, Plagiochilaceae, Frullaniaceae, Radulaceae, Meterioraceae, Neckeraceae y Polytrichaceae. Para líquenes Physciaceae, Parmeliaceae, Lobariaceae y Ramalinaceae fueron las más representativas. Para hongos Polyporaceae, Physalacriaceae y Mycenaceae registraron el mayor número de especies. Concluimos que la zona del Parque Universitario «Francisco Vivar Castro» con las 152 especies alberga una alta diversidad de briofitos y hongos (líquenes y no liquenizados) siendo funcionalmente un refugio de biodiversidad en la hoya de Loja, como ya se ha documentado para plantas vasculares y algunos grupos de fauna. Bajo este contexto, la conservación del remanente de bosque de montaña, es necesario para preservar la alta diversidad de briófitos y hongos en Ecuador.

**Palabras clave:** hepáticas, líquenes, musgos, macrohongos, bosque secundario, Loja.

## ABSTRACT

Bryophytes and fungi (lichenized and non-lichenized) are highly diverse in tropical ecosystems, and are related to their functioning; however, the diversity of these organisms is still little studied in Ecuador. At the country level, about 1700 species of bryophytes, 900 species of lichens and more than 2000 species of non-lichenized fungi have been reported. An inventory of bryophytes, lichens and fungi from the “Francisco Vivar Castro” University Park in the Southern Region of Ecuador was carried out through random collections. A total of 152 species were recorded, distributed in 74 bryophytes, 40 lichens and 38 macrofungi. The families with the highest number of bryophyte species are Lejeuneaceae, Plagiochilaceae, Frullaniaceae Radulaceae, Meterioraceae, Neckeraceae and Polytrichaceae. For lichens Physciaceae, Parmeliaceae, Lobariaceae and Ramalinaceae were the most representative. For fungi Polyporaceae, Physalacriaceae and Mycenaceae recorded the highest number of species. We conclude that the area of the “Parque Universitario Francisco Vivar Castro” with 152 species harbors a high diversity of bryophytes and fungi (lichens and non-lichenized) being functionally a refuge of biodiversity in the Loja basin, as already documented for vascular plants and some groups of fauna. In this context, the conservation of remaining mountain forest is necessary to preserve the high diversity of bryophytes and fungi in Ecuador.

**Keywords:** liverworts, lichens, mosses, macrofungi, secondary forests, Loja.

## INTRODUCCIÓN

Ecuador es uno de los países con mayor biodiversidad de flora a nivel global con cerca de 18 000 especies de plantas vasculares bien documentadas (Ulloa *et al.*, 2017), no así otros grupos como los briófitos y los hongos (liquenizados y no liquenizados) que han recibido poca atención en diferentes investigaciones relacionadas con la biodiversidad del país (Pillajo, 2001; Parolly *et al.*, 2004; Benítez y Gradstein, 2011; Benítez *et al.*, 2019; Vega *et al.*, 2021)

En ese contexto, los briófitos con cerca de 1700 especies registradas en la actualidad (Churchill *et al.*, 2000; León-Yanez *et al.*, 2006; Gradstein, 2021) tienen el mayor número de especies, debido a que en los últimos años han recibido mayor atención el grupo de las hepáticas de Ecuador (Gradstein, 2021). Por otra parte, los hongos liquenizados (líquenes) con cerca de 900 especies reportadas para Ecuador continental (Cevallos, 2012) son el segundo grupo con mayor diversidad de especies. Finalmente, a pesar que los hongos no liquenizados son el grupo con mayor número de especies estimadas según la relación (9.1 hongos: 1 planta) (Hawksworth y Lücking, 2017), esperaríamos 146391.7 hongos, ya que poseemos según Jørgensen y León-Yáñez (1999) 16087 plantas catalogadas para el Ecuador. A pesar de ello, para el país hasta la fecha se han catalogado oficialmente 813 especies (Ordoñez, 2018), así mismo 319 especies se han catalogado (116 ascomicetes y 203 basidiomicetes) del Herbario Nacional del Ecuador (QCNE) (Batallas-Molina *et al.*, 2021) representando pobremente un 7.8 % del posible total de especies para el país. Los datos señalados anteriormente indican la falta de investigaciones en el campo de la briología, liquenología y micología en el país, y sobre todo en los bosques montanos que son considerados como puntos calientes de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000), fuertemente amenazados a nivel mundial, principalmente, por la deforestación (Brown y Kappelle, 2001; Tapia-Armijos *et al.*, 2015).

En este sentido, un remanente de bosque montano localizado en el Parque Universitario «Francisco Vivar Castro» en el área urbana de la ciudad de Loja, registra una alta diversidad de plantas vasculares (Aguirre *et al.*, 2017), gracias a varias investigaciones enfocadas a la diversidad y ecología de plantas vasculares (Aguirre Mendoza *et al.*, 2017; Muñoz *et al.*, 2021, Aguirre *et al.*, 2021), sin embargo, hasta la fecha no existe un listado oficial de la diversidad de briófitos y hongos para este ecosistema, ya que solamente se ha realizado un estudio ecológico sobre la diversidad de briófitos epífitos en bosques secundarios y plantaciones de nogal donde se han registrado 55 especies (Medina *et al.*, 2021). Por ello, el presente estudio tiene por objetivo realizar un inventario preliminar de la diversidad de briófitos y hongos (liquenizados y no liquenizados) del Parque Universitario «Francisco Vivar Castro» de la Región Sur del Ecuador, con la finalidad de generar patrones de diversidad como herramientas de conservación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La investigación se desarrolló en el Parque Universitario «Francisco Vivar Castro», (Figura 1), localizado en la parroquia San Sebastián, ciudad de Loja, propiedad de la Universidad Nacional de Loja, con una superficie de 99 ha, en un rango altitudinal de 2 130 a 2 520 m s.n.m., temperatura media anual de 16,6 °C, precipitación anual de 955 mm/año. Se diferencian cinco ecosistemas: bosque secundario, matorral alto y bajo, páramo antrópico y plantaciones forestales. Se encuentra entre las coordenadas UTM: 700592 – 9554223 N, 700970 – 9 553139 S, 701309 – 9553171 E, 699961 – 9554049 W (Aguirre *et al.*, 2016).

En el área las familias representativas son Primulaceae, Araliaceae, Clethraceae, Asteraceae, Ericaceae, Melastomataceae, Poaceae y Cyperaceae. Las especies más abundantes son: *Alnus acuminata*, *Palicourea amethystina*, *Phenax laevigatus*, *Clethra revoluta* y *Clethra fimbriata* (Aguirre *et al.*, 2017).

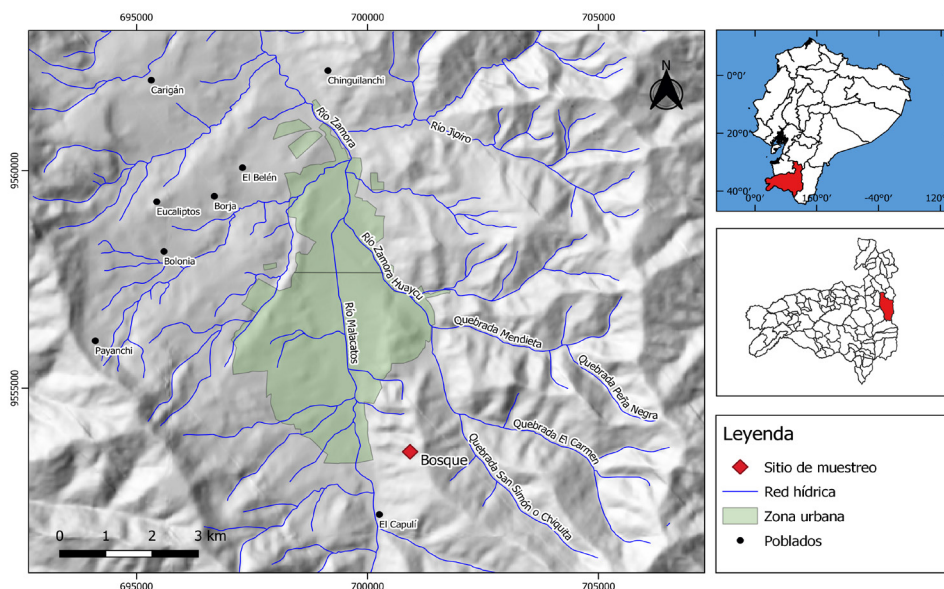


Figura 1. Localización del bosque montano en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”



## Recolección de datos

Se realizó colecciones al azar de briófitos y hongos (liquenizados y no liquenizados) en la zona de bosque secundario y plantaciones de nogal (*Juglans neotropica* Diels) así como en diferentes tipos de sustratos como suelo, corteza de árboles y madera en descomposición. Finalmente se elaboró un listado que incluyó la familia botánica, la formación vegetal y el sustrato donde crece.

## RESULTADOS

Se registró un total de 152 especies, con 74 especies de briófitos, 40 especies de líquenes y 38 especies de hongos (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de briófitos y hongos (liquenizados y no liquenizados) del parque Universitario “Francisco Vivar Castro”. C= Coprofilo, E= Epífita, M= Madera y S= Suelo.

Espece	Sustrato
Briófitos	
<b>Hepaticas talosas</b>	
<b>ANEURACEAE</b>	
<i>Riccardia digitiloba</i> (Spruce) Pagan	E, S
<b>DUMORTIERACEAE</b>	
<i>Dumortiera hirsuta</i> (Sw.) Nees	S
<b>MARCHANTIACEAE</b>	
<i>Marchantia chenopoda</i> L.	S
<i>Marchantia plicata</i> Nees & Mont.	S
<b>METZGERIACEAE</b>	
<i>Metzgeria dorsipara</i> (Herzog) Kuwah.	E
<i>Metzgeria leptoneura</i> Spruce	E
<b>MONOCLEACEAE</b>	
<i>Monoclea gottschei</i> Lindb.	E
<b>PALLAVICINIACEAE</b>	
<i>Symphyogyna brasiliensis</i> Nees & Mont.	S
<i>Symphyogyna brongniartii</i> Mont.	S
<b>Hepaticas foliosas</b>	
<b>ADELANTHACEAE</b>	
<i>Pseudomarsupidium decipiens</i> (Hook.) Grolle	E
<b>BALANTIOPSISIDACEAE</b>	
<i>Isotachis multiceps</i> (Lindenb. & Gottsche) Gottsche	S
<i>Isotachis serrulata</i> (Sw.) Gottsche	S

---

**FRULLANIEACEAE**

<i>Frullania brasiliensis</i> Raddi	E, S
<i>Frullania caulisequa</i> (Nees) Mont.	E
<i>Frullania ericoides</i> (Nees) Mont.	E
<i>Frullania riojaneirensis</i> (Raddi) Ångstr.	E
<i>Frullania subtilissima</i> (Nees ex Mont.) Lindenb.	E

**HERBERTACEAE**

<i>Herbertus acanthelius</i> Spruce	S
<i>Herbertus pensilis</i> (Taylor) Spruce	S

**LEPICOLEACEAE**

<i>Lepicolea pruinosa</i> (Taylor) Spruce	E, S
-------------------------------------------	------

**LEPIDOZIACEAE**

<i>Bazzania longistipula</i> (Lindenb.) Trevis.	E, S
<i>Telaranea nematodes</i> (Austin) M.A. Howe	

**LEJEUNEACEAE**

<i>Bryopteris filicina</i> (Sw.) Nees	E
<i>Cheilolejeunea filiformis</i> (Sw.) W. Ye, R.L. Zhu & Gradst.	
<i>Dicranolejeunea axillaris</i> (Nees & Mont.) Schiffn.	E
<i>Drepanolejeunea cutervoensis</i> (Loitl.) Grolle	E
<i>Frullanoides densifolia</i> Raddi <i>subsp. densifolia</i> .	E
<i>Lejeunea cerina</i> (Lehm. & Lindenb.) Lehm. & Lindenb.	E
<i>Lejeunea deplanata</i> Nees	E
<i>Lejeunea flava</i> (Sw.) Nees	E
<i>Lejeunea laetevirens</i> Nees & Mont.	E
<i>Lejeunea ramulosa</i> Spruce	E
<i>Marchesinia brachiata</i> (Sw.) Schiffner	E
<i>Microlejeunea acutifolia</i> Steph.	E
<i>Microlejeunea bullata</i> (Taylor) Steph.	E

**LOPHOCOLEACEAE**

<i>Leptoscyphus autoicus</i> (J.J. Engel & Gradst.) Vanderp. & Gradst.	E
<i>Lophocolea bidentata</i> (L.) Dumort.	E, S
<i>Lophocolea muricata</i> (Lehm.) Nees	E

**PLAGIOCHILACEAE**

<i>Plagiochila aerea</i> Taylor	E
<i>Plagiochila bifaria</i> (Sw.) Lindenb.	E
<i>Plagiochila cristata</i> (Sw.) Lindenb.	E
<i>Plagiochila diversifolia</i> Lindenb. & Gottsche	E
<i>Plagiochila gymnocalycina</i> (Lehm. & Lindenb.) Mont. & Nees	E
<i>Plagiochila raddiana</i> Lindenb.	E

---

---

**PORELLACEAE**

- Porella brachiata* (Taylor) Spruce E  
*Porella crispata* (Hook.) Trevis. E

**RADULACEAE**

- Radula episcia* Spruce E  
*Radula gottscheana* Taylor E  
*Radula tectiloba* Steph. E

**Musgos**

**BRYACEAE**

- Bryum apiculatum* Schwägr E  
*Bryum argenteum* Hedw. E, S

**CALYMPERACEAE**

- Syrrophodon incompletus* Schwägr. E

**CRYPHAEACEAE**

- Cryphaea jamesonii* Taylor E

**DALTONIACEAE**

- Adelothecium bogotense* (Hampe) Mitt. E

**DICRANACEAE**

- Campylopus flexuosus* (Hedw.) Brid. E

**FABRONIACEAE**

- Fabronia ciliaris* (Brid.) Brid. E

**METEORIACEAE**

- Meteoridium remotifolium* (Müll. Hal.) Manuel E  
*Squamidium leucotrichum* (Taylor) Broth. E  
*Squamidium nigricans* (Hook.) Broth. E  
*Zelometorium recurvifolium* (Hornsch.) Manuel

**MNIACEAE**

- Plagiomnium rhynchophorum* (Hook.) T.J. Kop. E, S

**NECKERACEAE**

- Neckeropsis undulata* (Hedw.) Reichardt E  
*Porotrichum filiferum* Mitt. E  
*Porotrichum longirostre* (Hook.) Mitt. E

**ORTHOTRICHACEAE**

- Macromitrium richardii* Schwägr. E

**POLYTRICHACEAE**

- Atrichum androgynum* (Müll. Hal.) Jaeger S  
*Polytrichadelphus longisetus* (Brid) Mitt S  
*Polytrichum juniperinum* Hedw. S
-

---

**POTTIACEAE**

*Syntrichia fragilis* (Taylor) Ochyra E

**SEMATOPHYLLACEAE**

*Acroporium pungens* (Hedw.) Broth. E

*Sematophyllum subsimplex* (Hedw.) Mitt. E

**THUIDIACEAE**

*Thuidium peruvianum* Mitt. E, S

*Thuidium tomentosum* Schimp. E, S

**Antocerotes**

**ANTHOCEROTACEAE**

*Anthoceros punctatus* L. S

**Líquenes (hongos liquenizados)**

**ARTHONIACEAE**

*Arthonia cinnabarina* (DC.) Wallr E

*Herpothallon rubrocinctum* (Ehrenb.) E

**CANDELARIACEAE**

*Candelaria concolor* (Dicks.) B.Stein E

**COCCOCARPIACEAE**

*Coccocarpia palmicola* (Spreng.) Arv. & D.J. Galloway E

*Coccocarpia filiformis* Arv. E

**COENOGONIACEAE**

*Coenogonium linkii* Ehrenb. E

*Coenogonium leprieurii* (Mont.) Nyl. E

*Coenogonium pineti* (Ach.) Lücking & Lumbsch E

**COLLEMATACEAE**

*Leptogium azureum* (Sw.) Mont. E

*Leptogium marginellum* (Sw.) S.F.Gray E

*Leptogium phyllocarpum* (Pers.) Mont. E

**GRAPHIDACEAE**

*Graphis streblocarpa* (Bél.) Nyl. E

*Glyphis cicatricosa* Ach. E

*Phaeographis dendritica* (Ach.) Müll. Arg. E

**LOBARIACEAE**

*Lobariella pallida* Hook. E

*Sticta andensis* (Nyl.) Trevis. E, S

*Sticta fuliginosa* (Dicks.) Ach. E

*Pseudocyphellaria crocata* (L.) Vain. E

*Pseudocyphellaria aurata* (Ach.) Vain. E

---

---

**PANNARIACEAE**

*Parmeliella miradorensis* Vain. E

**PARMELIACEAE**

*Bulbothrix coronata* (Fée) Hale E

*Everniastrum vexans* (Zahlbr. ex W.L.  
Culb. & C.F. Culb.) Hale ex Sipman E

*Parmotrema arnoldii* (Du Rietz) Hale E

*Remototrachyna costaricensis* (Nyl.) Divarkar & A. Crespo E

*Usnea laevis* (Eschw.) Nyl. E

**PELTIGERACEAE**

*Peltigera austroamericana* Zahlbr.

**PHYSICIACEAE**

*Heterodermia galactophylla* (Tuck.) W.L. E

*Heterodermia isidiophora* (Nyl.) D.D. Awasthi E

*Heterodermia japonica* (M. Satô) Swinscow & Krog E

*Leucodermia leucomelos* (L.) Kalb E

*Physcia aipolia* (Ehrh. ex Humb.) Fűrnr. E

*Physcia solediosa* (Vain.) Lynge E

**PYRENULACEAE**

*Pyrenula tenuisepta* R. C. Harris E

**RAMALINACEAE**

*Phyllopsora isidiotyla* (Vain.) Riddle E

*Phyllopsora parvifolia* (Pers.) Mull. Arg. E

*Ramalina celastri* (Spreng.) Krog & Swinscow E

*Ramalina peruviana* Ach. E

**TELOSCHISTACEAE**

*Teloschistes exilis* (Michaux) Vainio E

*Teloschistes flavicans* (Sw.) Norman E

**VERRUCARIACEAE**

*Normandina pulchella* (Borrer) Nyl. E

**Macrohongos (hongos no liquenizados)**

**BOLBITIACEAE**

*Conocybe apala* (Fr.) Arnolds S

**BOLETINELLACEAE**

*Boletinellus exiguous* (Singer & Digilio) Watling S

**DACRYMYCETACEAE**

*Calocera furcate* (Fr.) Fr. M

*Dacryopinax spathularia* (Schwein.) G.W. Martin M

---

---

**ENTOLOMATACEAE**

*Rhodocybe pruinostipitate* T.J. Baroni, Largent & Aime S

**GEASTRACEAE**

*Geastrum cf. saccatum* Fr. S

**GOMPHACEAE**

*Ramaria ochracea* (Bres.) Corner S

*Ramaria pseudogracilis* R.H. Petersen S

**HYDNANGIACEAE**

*Laccaria laccata* (Scop.) Cooke S

**HYMENOCHAETACEAE**

*Coltricia perennis* (L.) Murrill S

**IRPICACEAE**

*Irpex lacteus* (Fr.) Fr. M

*Hydnopolyporus fimbriatus* (Cooke) D.A. Reid M

**LAETIPORACEAE**

*Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill M

**MORCHELLACEAE**

*Morchella cf. fluvialis* Clowez, P. Alvarado, M. Becerra, Bilbao & P.-A. Moreau S

**MYCENACEAE**

*Favolaschia roseogrisea* Singer M

*Mycena comata* Har. Takah. & Taneyama M

*Panellus stipticus* (Bull.) P. Karst. M

**MARASMIACEAE**

*Chaetocalathus carnelioruber* Singer M

**PHYSALACRIACEAE**

*Oudemansiella canarii* (Jung.) Höhn. M

*Coprinellus disseminatus* (Pers.) J.E. Lange S

*Physalacria aggregate* G.W. Martin & A.C. Baker M

**POLYPORACEAE**

*Cerioporus flavus* (Sw.) Zmitr. M

*Favolus tenuiculus* P. Beauv. M

*Hexagonia tenuis* (Fr.) Fr. M

*Lentinus crinitus* (L.) Fr. M

*Pycnoporus sanguineus* (L.) Murrill

**RHIZOPOGONACEAE**

*Rhizopogon luteolus* Fr. S

**SCHIZOPHYLLACEAE**

*Schizophyllum commune* Fr. M

---

---

**SCLERODERMATACEAE**

*Scleroderma citrinum* Pers. S

**STEREACEAE**

*Stereum hirsutum* (Willd.) Pers. M

**STROPHARIACEAE**

*Deconica coprophila* (Bull.) P. Karst. C

*Stropharia aurantiaca sensu auct.* S

**THELEPHORACEAE**

*Thelephora cf. terrestris* Ehrh. S

**TREMELLACEAE**

*Tremella fuciformis* Berk. M

**XYLARIACEAE**

*Xylaria hypoxylon* (L.) Grev. M

**INCERTAE SEDIS**

*Calyprella campanula* (Nees) W.B. Cooke M

*Rimbachia cf. bryophila* (Pers.) Redhead S

*Trogia papyracea* (Berk. & M.A. Curtis) Corner M

---



Figura 2. A *Dumortiera hirsuta*; B *Marchantia chenopoda*; C *Monoclea gottschei*; D *Symphyogyna brasiliensis*; E *Frullania brasiliensis*; F *Plagiochila diversifolia*; G *Radula* aff. *gottscheana*; H *Cheilolejeunea filiformis*





Figura 3. A *Adelothecium bogotense*; B *Atrichum androgynum*; C *Bryum apiculatum*; D *Neckeropsis undulata*; E *Plagiomnium rhynchophorum*; F *Polytrichum juniperinum*; G *Syntrichia fragilis*; H *Thuidium peruvianum*

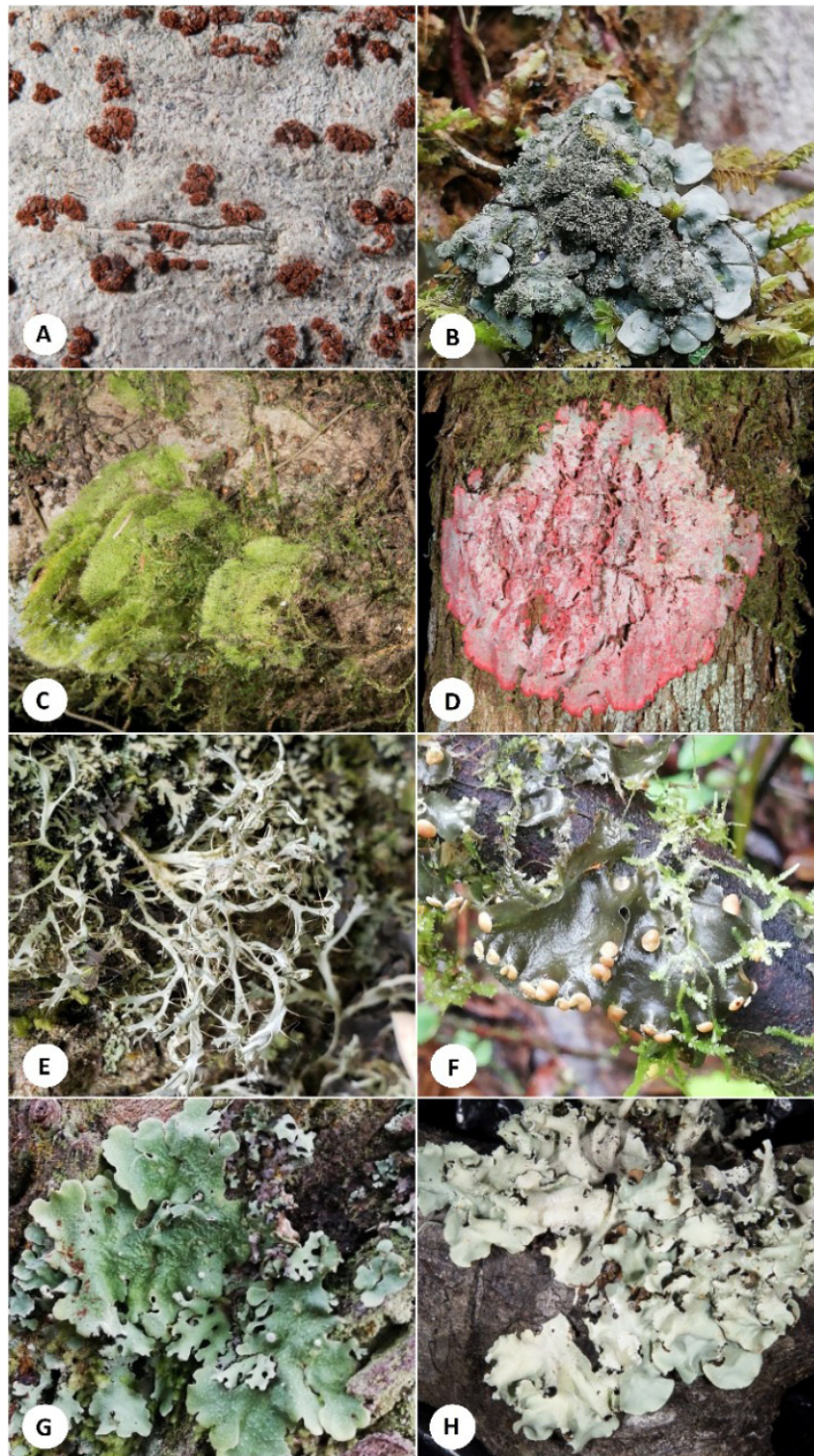


Figura 4. A *Arthonia cinnabarina*; B *Coccocarpia palmicola*; C *Coenogonium linkii*; D *Herpothallon rubrocinctum*; E *Leucodermia leucomelos*; F *Leptogium azureum*; G *Lobariella pallida*; H *Parmotrema arnoldii*



Figura 5. A *Peltigera austroamericana*; B *Phaeographis dendritica*; C *Physcia aipolia*; D *Pseudocyphellaria aurata*; E *Sticta fuliginosa*; F *Ramalina celsa*; G *Teloschistes exilis*; H *Usnea laevis*



Figura 6. A-B *Conocybe apala*; C-D *Suillus luteus*; E *Schizophyllum commune*; F-G *Calyptella campanula*; H *Cerioporus flavus*; I *Coltricia perennis*; J *Stereum hirsuta*; K *Favolaschia roseogrisea*; L *Hymenogloea papyracea*; LL *Geastrum saccatum*; M *Tremella fuciformis*; N *Irpex lactea*; O *Laccaria laccata*; P *Leratomyces ceres*; Q *Rimbachia cf. Bryophila*; R *Mycena comata*; S *Physalacria aggregata*; T *Ramaria ochracea*; *Scleroderma citrinum*.

## ■ DISCUSIÓN

A pesar de ser un inventario preliminar se registró un alto número de especies en el bosque montano, similar a estos resultados varios autores señalan que los bosques de montaña son considerados muy diversos en briófitos (Holz y Gradstein, 2005; Nöske *et al.*, 2008; Gradstein, 2021), líquenes (Benítez *et al.*, 2012; 2015) y hongos preferencialmente registrados con datos moleculares (Liede-Schumann y Breckle, 2008; Cruz *et al.*, 2016). En cuanto a briófitos para el grupo de hepáticas, las familias más diversas fueron Lejeuneaceae, Plagiochilaceae, Frullaniaceae y Radulaceae (Figura 2, Tabla 1); de manera similar Gradstein (2021) señala a estas familias como las más diversas en Ecuador.

En cuanto a musgos, las familias Meterioraceae, Neckeraceae y Polytrichaceae (Figura 3) fueron las más diversas, las mismas que se han reportado en otros estudios para los bosques de montaña (Holz y Gradstein, 2005; Benítez *et al.*, 2015).

Las familias Physciaceae, Parmeliaceae, Lobariaceae y Ramalinaceae (Figura 4 y 5) fueron las más representativas para líquenes, situación similar indican Nöske *et al.* (2007) y Benítez *et al.* (2012) en sus estudios para bosques montaños tropicales de Ecuador, donde las familias señaladas anteriormente fueron las más dominantes (Benítez *et al.*, 2015).

Las familias Polyporaceae, Physalacriaceae y Mycenaceae (Figura 6, Tabla 1) presentaron el mayor número de especies (38 en total) para los hongos, coincidentemente similar a las familias reportadas por Batallas-Molina *et al.* (2021) quien señala a Polyporaceae dentro de Basidiomycota como la más diversa para Ecuador seguido de Physalacriaceae y Mycenaceae parte de las familias más diversas como ya lo describe también Ordoñez (2018).

## ■ CONCLUSIONES

En el remanente de bosque se registró 152 especies (74 briófitos, 40 líquenes y 38 macrohongos), donde las familias con mayor número de especies de briófitos fueron Lejeuneaceae, Plagiochilaceae, Frullaniaceae Radulaceae, Meterioraceae, Neckeraceae y Polytrichaceae. Las familias Physciaceae, Parmeliaceae, Lobariaceae y Ramalinaceae fueron las más representativas en cuanto a líquenes. Por otra parte, la familia Polyporaceae, Physalacriaceae y Mycenaceae registraron el mayor número de especies. En este contexto, el bosque montano del Parque Universitario “Francisco Vívar Castro” no solo alberga una alta diversidad de plantas vasculares, sino también una gran riqueza de especies de briofitos y hongos (líquenes y no liquenizados), por lo que funciona como refugio de biodiversidad, debido a que es uno de los pocos remanentes boscosos en la hoya de Loja el cual cuenta con estrategias apropiadas de manejo y conservación.

## AGRADECIMIENTOS:

Agradecemos a la Universidad Técnica Particular de Loja por el financiamiento para realizar la investigación (PROY\_INV\_CCBIO\_2020\_2773) y también a la Universidad Nacional de Loja. Un agradecimiento especial al Magister Ramiro Morocho Cuenca por la elaboración del mapa del área de estudio y al Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica por otorgar el permiso de investigación (MAE-ARSFC-2021-1536).

## ■ BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre Mendoza, Z. A., Niveló, L. G., Díaz, N. J., y Tamayo, J. P. (2021). Monitoreo de la sucesión de especies vegetales leñosas bajo una plantación de *Pinus radiata* D. Don, en el parque universitario “Francisco Vívar Castro”, provincia de Loja, Ecuador. *South Florida Journal of Development*, 2(1), 1018-1039.
- Aguirre Mendoza, Z., Reyes Jiménez, B., Quizhpe Coronel, W., y Cabrera, A. (2017). Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso de un bosque montano en el sur del Ecuador. *Arnaldia*, 24(2), 543-556.
- Aguirre Z., Yaguana C., y Gaona T. (2016). *Parque Universitario de Educación Ambiental y Recreación Ing. Francisco Vívar Castro. Universidad Nacional de Loja*, Loja, Ecuador.
- Batallas-Molina, R., Moya-Marcalla, G.F., y Navas-Muñoz, D. (2021). Catálogo de hongos (Ascomycota y Basidiomycota) de la Colección Micológica del Herbario Nacional del Ecuador (QCNE) del Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO). *ACI Avances En Ciencias E Ingenierías*, 12(1), 38-71.
- Benítez, Á., Gradstein, S. R., Cevallos, P., Medina, J., y Aguirre, N. (2019). Terrestrial bryophyte communities in relation to climatic and topographic factors in a paramo of southern Ecuador. *Caldasia*, 41(2), 370-379.
- Benítez, Á., Prieto, M., González, Y., & Aragón, G. (2012). Effects of tropical montane forest disturbance on epiphytic macrolichens. *Science of The Total Environment*, 441, 169-175.

- Benítez, A., Prieto, M., y Aragón G. (2015). Large trees and dense canopies: Key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests. *Forestry* 88(5), 521-527.
- Benítez, A., y Gradstein, S. R. (2011). Adiciones a la flora de briófitas del Ecuador. *Cryptogamie, Bryologie*, 32(1), 65-74.
- Brown, A.D., Kappelle, M. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: Una síntesis regional. In *Bosques nublados del Neotrópico*; Kappelle, M., Brown, A.D., Eds.; Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio): Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Cevallos, G. (2012). *Checklist de líquenes y hongos liquenícolas de Ecuador Continental* (tesis de maestría), Universidad Rey Juan Carlos. Móstoles, Madrid, España.
- Churchill, S., Griffin, D., y Muñoz, J. (2000). A checklist of the mosses of the tropical Andean countries. *Ruizia*, 17, 1-203.
- Cruz, D., Suárez, J., y Piepenbring, M. (2016). Morphological revision of Tulasnellaceae, with two new species of Tulasnella and new records of *Tulasnella* spp. for Ecuador. *Nova Hedwigia* 102: 279–338.
- Gradstein, S. R. (2021). *The liverworts and hornworts of Colombia and Ecuador* (Vol. 121). Springer Nature.
- Gradstein, SR., Churchill S., y Salazar A. (2001). Guide to the Bryophytes of Tropical America. *Men. New York Bot. Garden*, 86, 1-577.
- Hawksworth, D. L., y Lücking, R. (2017). Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *Microbiology Spectrum*, 5(4), 5-4.
- Holz, I., y Gradstein, R. S. (2005). Cryptogamic epiphytes in primary and recovering upper montane oak forests of Costa Rica—species richness, community composition and ecology. *Plant Ecology*, 178(1), 89-109.
- Jørgensen, P.M., y León-Yáñez S. (1999). Catalogue of the vascular plants of Ecuador. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.* 75: i–viii, 1–1182.
- León-Yáñez, S., Gradstein, R., y Wegner, C. (2006). Hepáticas (Marchantiophyta) y Antoceros (Anthocerotophyta) del Ecuador, catálogo. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Liede-Schumann, S., & Breckle, S.-W. (Eds.). (2008). *Provisional checklists of flora and fauna of the San Francisco Valley and its surroundings: (Reserva Biológica San Francisco, Prov. Zamora-Chinchi, southern Ecuador)*. Ecotropical monographs (Vol. 4). Bonn, Germany: Society of Tropical Ecology.
- Medina, J., Quizhpe, W., Déleg, J., Gonzalez, K., Aguirre, Z., Aguirre, N., ... y Benítez, Á. (2021). Are *Juglans neotropica* Plantations Useful as a Refuge of Bryophytes Diversity in Tropical Areas?. *Life*, 11(5), 434.
- Muñoz, J., Mocha, J., Quichimbo, L., Muñoz, L., y Aguirre, Z. (2021). Composición florística del banco de semillas del suelo en el Bosque Montano del Parque Universitario” Francisco Vivar Castro” de la ciudad de Loja. *Bosques Latitud Cero*, 11(1), 113-127.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Nöske, N. M., Hilt, N., Werner, F. A., Brehm, G., Fiedler, K., Sipman, H. J., y Gradstein, S. R. (2008). Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane forest in Ecuador. *Basic and Applied Ecology*, 9(1), 4-12.
- Nöske, N., Gradstein, R., Kürschner, H., Parolly, G., y Torracchi, S. (2003). Cryptogams of the Reserva Biológica San Francisco (Province Zamora-Chinchi, Southern Ecuador). I. *Cryptogamie, Bryologie*, 24, 15-32.

- Ordoñez, M. E. 2018. Fungi del Ecuador. Versión 2018.0. Fungario QCAM, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Recuperado de <https://bioweb.bio/fungiweb>
- Parolly, G., Kürschner, H., Schäfer-Verwimp, A., y Gradstein, R. (2004). Cryptogams of the Reserva Biológica San Francisco (Province Zamora-Chinchipec, Southern Ecuador). III. Bryophytes: Additions and new species. *Cryptogamie, Bryologie*, 25, 271-289.
- Pillajo, I. (2001). Diversidad de Hongos macroscópicos en una hectárea de bosque amazónico, Ecuador. *Cinchonia*, 2(1), 98-105.
- Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., y de la Cruz, M. (2015). Correction: Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s-Losing a Hotspot of Biodiversity. *Plos One*, 10(11), e0142359.
- Ulloa, C. U., Acevedo-Rodríguez, P., Beck, S., Belgrano, M. J., Bernal, R., Berry, P. E., ... y Jørgensen, P. M. (2017). An integrated assessment of the vascular plant species of the Americas. *Science*, 358(6370), 1614-1617.
- Vega, M., Déleg, J., y Benítez, Á. (2021). Primer registro del líquen *Pyrenula hirsuta* para Sudamérica. *Neotropical Biodiversity*, 7(1), 75-77.

## Funcionalidad ecológica en plantaciones de eucalipto, en el Bosque Nacional Ipanema: ¿cuál es la importancia de las plantaciones forestales en la restauración de áreas degradadas?

### Ecological functionality in eucalyptus plantations in the Ipanema National Forest: what is the importance of forest plantations in the restoration of degraded areas?

Deicy Lozano <sup>1,2\*</sup>  
Celso Yaguana Puglla<sup>2</sup>

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

2. Universidade Estadual Paulista "Julio Mesquita de Filho" (UNESP), Departamento Forestal, Suelo y Ambiente, Botucatu, Brasil.

\* Autor para correspondencia: caroladeicylo@hotmail.com

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1094>

Recibido: 19/10/2021

Aprobado: 12/12/2021

## RESUMEN

La funcionalidad ecológica en los bosques nativos y plantados está asociada con los procesos de diversidad de especies, diversidad funcional de especies, regeneración, ciclo de nutrientes, manejo y protección del suelo. En una plantación de eucalipto y *Corymbia citriodora* con aproximadamente 15 años de edad y tres áreas de restauración, se evaluó la composición y diversidad funcional de las especies así como los procesos ecológicos a través de indicadores de funcionalidad ecológica. Fueron instaladas tres transectos de 100 m<sup>2</sup> en el área de estudio, donde se inventario los individuos mayores a 10 cm DAP. Se registro 14 especies, 11 géneros y nueve familias en el área de referencia. Las familias con mayor número de especies y mayor número de individuos fueron Myrtaceae, Meliaceae y Lauraceae que representan el sub-dosel. El índice de diversidad de Shannon H' fue de 1,34 indicando una diversidad media. A 15 años del establecimiento de la plantación de eucaliptos, presenta especies nativas en regeneración (11) en el sotobosque, donde el 95% de los individuos corresponden a especies no pioneras y el 27,3% son especies nativa del estado de São Paulo. Verificamos que la incidencia de luz, porcentaje de hojarasca y altura se destaca en la plantación de eucalipto frente a las otras áreas evaluadas. Por lo tanto, las plantaciones forestales, a pesar de tener una vegetación homogénea, aportan varias características ecológicas, especialmente en la regulación del aire, el clima, protección del suelo y ciclo de nutrientes, demostrando su importancia en la restauración de un paisaje degradado.

**Palabras claves:** Ecología, plantaciones forestales, silvicultura, restauración.



## ABSTRACT

Ecological functionality in native and planted forests is associated with the processes of species diversity, species functional diversity, regeneration, nutrient cycling, soil management and protection. In a plantation of eucalyptus and *Corymbia citriodora* with approximately 15 years of age and three restoration areas, the composition and functional diversity of the species as well as the ecological processes were evaluated through indicators of ecological functionality. Three 100 m<sup>2</sup> transects were installed in the study area, where individuals greater than 10 cm DBH were inventoried. 14 species, 11 genera and nine families were recorded in the reference area. The families with the highest number of species and the highest number of individuals were Myrtaceae, Meliaceae and Lauraceae, which represent the sub-canopy. The Shannon H' diversity index was 1.34 indicating medium diversity. Fifteen years after the establishment of the eucalyptus plantation, it presents native species in regeneration (11) in the understory, where 95% of the individuals correspond to non-pioneer species and 27.3% are native species from the state of São Paulo. We verify that the incidence of light, percentage of litter and height stands out in the eucalyptus plantation compared to the other areas evaluated. Therefore, forest plantations, despite having a homogeneous vegetation, provide several ecological characteristics, especially in the regulation of air, climate, soil protection and nutrient cycling, demonstrating their importance in restoring a degraded landscape.

**Keywords:** Ecology, forest plantations, forestry, restoration.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques plantados pueden definirse como “bosques u otras tierras boscosas de especies introducidas y, en algunos casos, especies nativas, establecidas mediante plantación o siembra” (FAO, 2006). La importancia de las plantaciones forestales se establece en los “Principios Forestales” adoptados por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) de 1992 en Brasil y reitera la importancia de las plantaciones forestales de manejo intensivo. El Principio 6d dice: “*Debe reconocerse, mejorarse y promoverse el papel de los bosques cultivados como fuentes sostenibles y ecológicamente racionales de energía renovable y materias primas industriales*”. Su contribución al mantenimiento de los procesos ecológicos, la compensación de la presión sobre los bosques primarios/viejos y la creación de empleo y desarrollo regionales (Shelton *et al.*, 2001).

Las funciones y servicios de las plantaciones son diversos. La FAO, por ejemplo, hace una distinción entre plantaciones “productivas” y “protectoras” (FAO, 2006). Las plantaciones productivas se centran principalmente en la producción de madera industrial, leña y productos forestales no maderables (por ejemplo, forrajes para animales, apicultura, aceites esenciales, corteza tostada, corcho, látex, alimentos), mientras que, las plantaciones de protección se establecen para proporcionar conservación, recreación, secuestro de carbono, control de la calidad del agua, control de la erosión y rehabilitación de tierras degradadas, que también incluyen la mejora del paisaje (por ejemplo: Fuhrer, 2000; Shelton *et al.*, 2001; Lamb *et al.*, 2005).

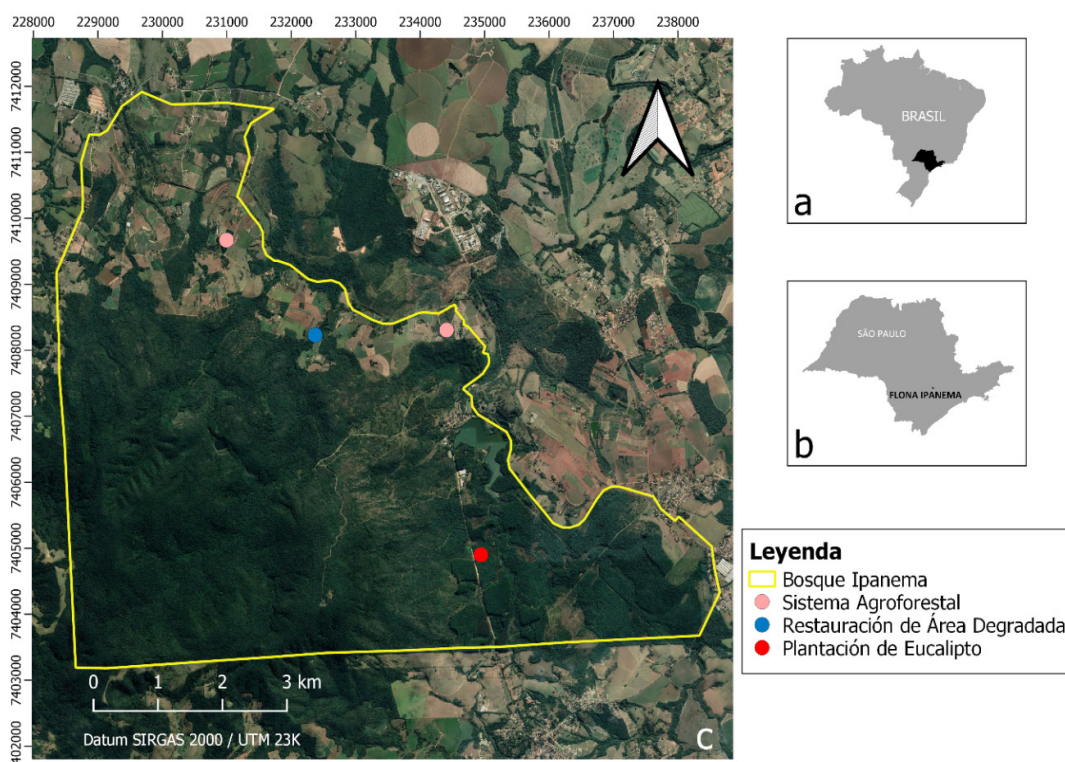
El funcionamiento de un ecosistema puede ser monitoreado por indicadores capaces de evaluar cómo se están produciendo los procesos ecológicos (Rodrigues *et al.*, 2009). Los indicadores efectivos muestran relaciones de causa y efecto, lo que permite la toma de decisiones inmediata para la intervención de la gestión (Naeem y Wright, 2003). Para ello también deben ser: (a) medibles: fáciles de medir y/o cuantificar; (b) interpretable y (c) fácil de entender (Schultz *et al.*, 2012). La elección de indicadores debe identificar la capacidad del sistema para perpetuarse en el tiempo (Rodrigues *et al.*, 2009).

Al evaluar los beneficios de la funcionalidad y los servicios ecosistémicos ofrecidos por las plantaciones forestales, se puede ayudar a definir estrategias para el manejo efectivo de los territorios que sirvan a los responsables de la formulación de políticas, a los administradores de los bosques y otros actores. Con estos antecedentes los objetivos del presente estudio fueron: i) analizar la composición florística y diversidad funcional en la plantación de *Eucalyptus* spp., y ii) comparar los indicadores de funcionalidad ecológica en relación a sus parámetros de diversidad comunitaria y estructura del índice de consolidación de funcionalidad ecológica (ICFE) entre la plantación de eucalipto y otros ecosistemas restaurados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en una plantación de eucalipto (area de referencia) y en tres areas de restauración: i) dos areas de Sistemas Agroforestales (SAF) y ii) otra area denominada Restauración de Área Degradada (RAD), localizadas en el Bosque Nacional de Ipanema (BNI) en la región de Iperó, estado de São Paulo, Brasil (PMFNI, 2018). Según la zonificación ambiental del BNI, se ubica en la zona de producción con 1230,33 hectáreas, lo que representa el 24,27% del área total (PM-BNI, 2017). El clima se caracteriza por ser una zona de transición de tropical a templado. Según la clasificación de Köppen, presenta condiciones climáticas como subtropical cálido (Cfa), constantemente húmedo, con invierno menos seco, al sur, limitando con subtropical cálido (Cwa), con invierno más seco, al norte (IBAMA, 2003).



**Figura 1.** Distribución geográfica de las áreas de estudio, en el Bosque Nacional de Ipanema, Brasil: a) Localización del Estado de São Paulo; b) Localización de la Floresta Nacional de Ipanema (FLONA) en el Estado de São Paulo; c) Localización de las áreas de estudio. Sistema Agroforestal (SAF: círculo rosado); Restauración de Área Degradada (RAD: círculo azul); Plantación de Eucalipto (AR: Área de Referencia).

## Muestreo

Los datos se colectaron en tres transectos de 10 m x 10 m (100 m<sup>2</sup>), distribuidas aleatoriamente en la plantación de eucalipto. Donde se midieron todos los individuos cuyos diámetros se encuentran a más de 1,50 m del suelo y > 10 cm DAP. Para los indicadores funcionales se registró en todos los individuos arbóreos y arbustivos mayores de 1 m de altura presentes dentro de los transectos el diámetro, altura total, altura comercial, presencia de bifurcaciones, epífitas, cipós y lianas.

También se recopilaron datos como cobertura herbácea, altura de la hojarasca, porcentaje de cobertura de hojarasca, área de cobertura muerta, porcentaje de cobertura de gramíneas. Estos indicadores se obtuvieron utilizando una cuadrícula de 0,50 x 0,50 m, subdividida en cuatro cuadrículas de 0,25 x 0,25 m, lanzadas al azar en tres puntos de cada parcela. Cada cuadrado rellenado en más de la mitad de su área representó una cobertura del 25%. Para estimar la radiación solar bajo el dosel de la plantación de eucalipto en cada parcela fue utilizada una red de puntos de 60 cuadrículas diseñadas en un espejo denominado esferodensímetro, el cual fue colocado a 1 m del suelo, estimando el porcentaje de área sin cobertura de dosel en cuatro direcciones (N, S, E y W). Posteriormente, se calculó la cobertura porcentual promediado para cada indicador (Massera *et al.*, 1999; Piña-Rodriguez *et al.*, 2012).

La evaluación de los impactos provocados por la incidencia humana y el desempeño de la gestión se realizó con inspección visual de los transectos de 100 m<sup>2</sup> y en base a la información de entrevistas semiestructuradas aplicadas a los responsables de la administración del BNI.

## Análisis de datos

Para analizar la estabilidad y resiliencia de las áreas, se evaluó la diversidad comunitaria utilizando como indicadores la riqueza de especies (S), la densidad de individuos (d), la diversidad de especies estimada por los índices de Shannon (H') y de equitatividad de Pielou (J) - según Magurran (2011). Además, el número de individuos por grupo sucesional fue clasificado según la lista de especies pioneras y no pioneras de las fitofisionomías del estado de São Paulo, Brasil (Barbosa *et al.*, 2015). Para los indicadores de diversidad funcional, los estimadores se evaluaron con base en observaciones de campo y revisión de literatura. En el atributo confiabilidad, la dimensión de gestión evaluó los efectos positivos y negativos de las prácticas realizadas a través de observaciones de campo.

Los valores asignadas a los indicadores se completaron para permitir su interpretación dentro de la misma escala. Para el conjunto de indicadores se calculó el índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE), considerando puntajes de cero a tres, calculados mediante la siguiente ecuación:

A partir de las atribuciones de los valores, se elaboraron gráficos radar, cubriendo los indicadores de: i) estabilidad y resiliencia, y ii) confiabilidad, permitiendo la visualización y análisis comparativo de los indicadores funcionales y las condiciones de las áreas de estudio en relación al área de referencia (AR) correspondiente a la plantación de eucalipto. Luego, fueron estimados los valores referidos al índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE) de las áreas de estudio Sistema Agroforestal (SAF) y Restauración de Áreas Degradadas (RAD) para realizar las comparación con la plantación de eucalipto.

## RESULTADOS

### Diversidad de especies y diversidad funcional

En el área muestreada se inventariaron 64 individuos  $\geq 10$  cm de diámetro, correspondientes a 14 especies, 11 géneros y 9 familias botánicas (Tabla 1). Las familias con mayor riqueza de especies fueron Myrtaceae (n = 4 especies; 29%), Meliaceae y Lauraceae (n = 2 especies; 14%). Mientras que las familias con mayor abundancia de individuos fueron: Myrtaceae (Ind. ha<sup>-1</sup> = 1566; 73%), Meliaceae (Ind. ha<sup>-1</sup> = 267; 13%) y Lauraceae (Ind. ha<sup>-1</sup> = 100; 5%).

**Tabla 1.** Especies registradas en la plantación de Eucalipto en el Bosque Nacional Ipanema, São Paulo, Brasil, con sus alturas y diámetros medios, índice de diversidad de Shannon y Equitabilidad.

Familia	Especie	Media Altura (m)	Media DAP (cm)	Ind.ha <sup>-1</sup>	P <sub>i</sub> =n/N	Ln.P <sub>i</sub>	P <sub>i</sub> *LnP <sub>i</sub>
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camadulensis</i> Dehnh.	14,6	19,0	1467	0,688	-0,375	-0,258
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss	2,4	1,7	200	0,094	-2,367	-0,222
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	1,8	1,4	67	0,031	-3,466	-0,108
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	2,3	2,6	67	0,031	-3,466	-0,108
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	3,0	2,5	33	0,016	-4,159	-0,065
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1,8	3,3	33	0,016	-4,159	-0,065
Myrtaceae	<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D. Hill & L.A.S. Johnson	14,0	18,1	33	0,016	-4,159	-0,065
Myrtaceae	<i>Eucalyptus urophylla</i> S.T. Blake	11,0	11,1	33	0,016	-4,159	-0,065
Myrtaceae	<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	2,1	1,9	33	0,016	-4,159	-0,065
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1,2	0,8	33	0,016	-4,159	-0,065
Solanaceae	<i>Cestrum laevigatum</i> Schltld.	2,5	1,4	33	0,016	-4,159	-0,065
Styracaceae	<i>Styrax tomentosus</i> Bonpl.	2,3	1,9	33	0,016	-4,159	-0,065
Rubiaceae	<i>Psychotria ruellifolia</i> (Cham. & Schltld.) Müll. Arg.	2,8	2,2	33	0,016	-4,159	-0,065
Ulmaceae	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.	1,3	1,0	33	0,016	-4,159	-0,065
<b>Índice de Diversidad de Shannon:</b>							<b>1,35</b>
<b>Equitabilidad J:</b>							<b>0,32</b>

El índice de diversidad de Shannon H' fue de 1,35, mientras que el resultado del índice de equidad de Pielou (J') fue de 0,32, que corresponden a una baja homogeneidad. Las especies más comunes y frecuentes bajo el dosel de la plantación de eucalipto fueron *Trichilia catigua*, *T. elegans* y *Nectandra cissiflora*. La densidad de los individuos arbóreos en un espaciamiento de 3 x 1,5 m tiene 1533 Ind ha<sup>-1</sup> de individuos de eucalipto, que representa el 71,87% de la masa forestal. En cuanto a la proporción de especies pioneras y no pioneras, considerando el límite mínimo del 40% para cualquiera de los grupos sucesionales, estas representan un porcentaje bajo de especies pioneras, siendo *Myrcianthes pungens* y *Celtis iguanea* como pioneras en este estudio. Sin embargo, en relación al número de individuos por grupo ecológico, las especies no pioneras representan el mayor porcentaje 95% (Tabla 2).

En cuanto al desarrollo de los individuos en la plantación de eucalipto aproximadamente a los 15 años de edad, la altura promedio fue de 11,07 m. El Incremento Periódico de Altura Anual (IPAH) fue de 0,79 cm por año, mostrando el rápido crecimiento de las especies de eucalipto. La ausencia de epífitas es evidente y la frecuencia de cipós y lianas son escasa en el área de referencia.

La evaluación de los indicadores de diversidad funcional de las especies presenta el puntaje más alto (3) determinando un valor deseable. Tanto en la plantación de eucalipto como en las especies de regeneración bajo el dosel fueron identificadas funciones de *provisión* como: potencial maderable, fibras y combustible, frutos presentes para la fauna silvestre; funciones de *regulación* del aire y el clima, la erosión y la funciones *culturales* a través de la calidad estética del paisaje y las características de la educación e investigación.

En los indicadores de control y manejo del área, el porcentaje de cobertura del suelo con gramíneas (conocidas como especies invasoras) fue de 12,5% y la incidencia de luz represento el 3,47% considerada baja, sin embargo dos de las áreas evaluadas tuvieron menor porcentaje de gramíneas (Tabla 2). En cuanto a los indicadores de protección del suelo y ciclo de nutrientes, se destacan los indicadores de porcentaje de hojarasca que cubre 98% y la altura con 7,96 cm.

**Tabla 2.** Evaluación de la funcionalidad ecológica del área de referencia, con base en los atributos de “estabilidad y resiliencia” y “confiabilidad” en la plantación de eucalipto, Sistemas Agroforestales (SAF) y Restauración de Area Degradada (RAD).

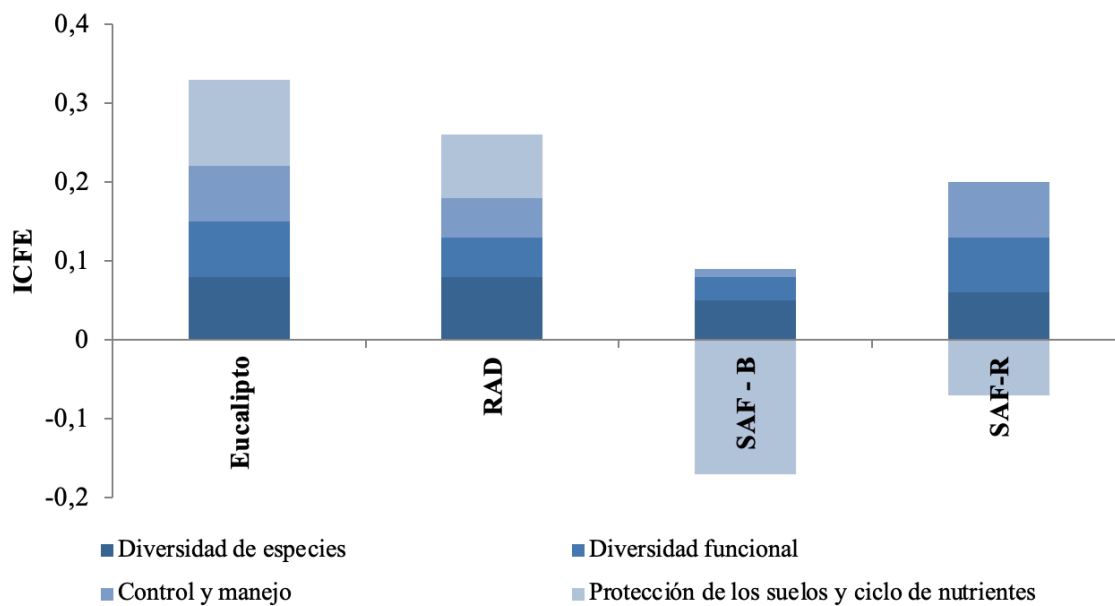
INDICADORES	UNIDAD USADA	VALOR REFE- RENCIAL	EUCALIPTO	RAD	SAF-B	SAF-R
<b>ESTABILIDAD Y RESILIENCIA</b>						
<b>Diversidad de especies y diversidad funcional</b>						
Diversidad de especies	Índice de Shannon	1,34	2	2	2	2
Riqueza de especies	Número de especies por área	14	2	2	2	2
Densidad de individuos arboreos	Número de plantas/ha	2133	3	3	1	2
Equitabilidad	Índice de Pielou (J')	0,32	1	2	2	2
Porcentaje de individuos/ grupo sucesionales	% de individuos Pioneras	5	3	3	1	1
	% de individuos No pioneras	95				
Suma de valores de los indicadores			11	12	8	9
Número de indicadores			5	5	5	5
Suma de parámetros por indicador			16	17	13	14
<b>Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE)</b>			<b>0,08</b>	<b>0,08</b>	<b>0,05</b>	<b>0,06</b>
Diversidad de funciones sucesionales de las espe- cies arboreas	Número de individuos No Pioneras (NP/ha)	61 (2007)				
	Número de individuos Pio- neros (P/ha)	3 (73)	3	1	1	1
	P+NP (número de individuos)	64				
Altura media de los indi- viduos arboreos (m)	Metros	11,1	3	3	3	3

Lozano, D. y Yaguana, C. (2021). Funcionalidad ecológica en plantaciones de eucalipto, en el Bosque Nacional Ipanema: ¿cuál es la importancia de las plantaciones forestales en la restauración de áreas degradadas?. *Bosques Latitud Cero*, 11(2): 19-31. <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1094>

INDICADORES	UNIDAD USADA	VALOR REFERENCIAL	EUCALIPTO	RAD	SAF-B	SAF-R
Diversidad de funciones ecológicas	Número de funciones ecológicas	2	3	2	3	3
	Abundantes = 3					
Epífitas (Presencia/Ausencia)	Regulares/presentes = 2 Pocas = 1 Ausente = 0	Ausencia	0	0	0	0
	Abundantes = 3					
Cipós y lianas (Presencia/Ausencia)	Regulares/presentes = 2 Pocas = 1 Ausente = 0	Pocas	1	2	1	3
Suma de valores de los indicadores			10	8	7	10
Número de indicadores			5	5	5	5
Suma de parámetros por indicador			15	13	12	15
<b>Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE)</b>			0,07	0,05	0,03	0,07
<b>CONFIABILIDAD</b>						
<b>Control y manejo, protección del suelo y ciclo de nutrientes</b>						
Incidencia de luz (L)	% de incidente en el área	3,47	3	3	0	0
Presencia de especies invasoras (gramíneas)	% de cobertura	12,5	2	2	0	3
Presencia de especies exóticas superabundantes	Individuos /ha	46	2	0	1	2
	Mucho visitado = 3					
Presencia humana	Poco visitado = 2 No visitado = 1	1	2	1	2	3
Fuego	Presencia/ausencia	Ausencia	3	1	3	3
Manejo	Presencia/ausencia	Presencia	3	3	1	3
Suma de notas dos indicadores			15	10	7	14
Número de indicadores			6	6	6	6
Suma de parámetros por indicador			21	14	13	20
<b>Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE)</b>			0,07	0,05	0,01	0,07
Cobertura (herbáceas)	% de cobertura	6,25	0	1	0	0
Cobertura hojarasca	% de cobertura	98	3	3	0	1
Altura de la hojarasca	Centímetros (cm)	7,96	3	1	1	1
Suma de valores de los indicadores			6	5	1	2
Número de indicadores			3	3	3	3
Suma de parámetros por indicador			9	8	4	5
<b>Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE)</b>			0,11	0,08	-0,17	-0,07

## Comparación del Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE) entre el área de referencia y las áreas de restauración

Al comparar los índices de consolidación de la funcionalidad ecológica entre las áreas forestales evaluadas se observó que la plantación de Eucalipto presenta la mayor funcionalidad ecológica frente a las otras áreas evaluadas como los sistemas agroforestales (SAF) y restauración de áreas degradadas (RAD) (Figura 2).



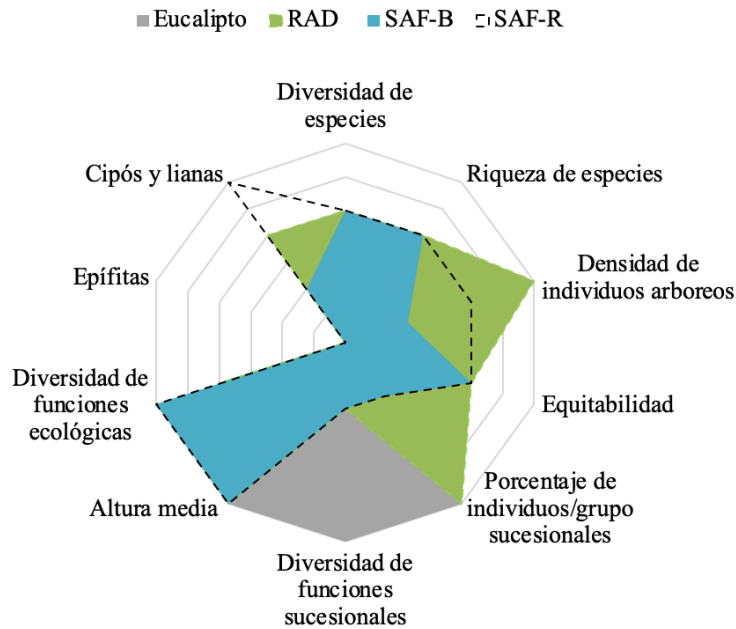
**Figura 2.** Gráfico del Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE) de la plantación de Eucalipto (área de referencia) y las áreas de restauración Sistemas Agroforestales (SAF) y Restauración de Áreas Degradadas (RAD) del Bosque Nacional Ipanema, SP, Brasil.

En general, todas las áreas tienen valores bajos en diversidad, equidad y riqueza de especies, debido a que la edad de siembra es muy corta, aproximadamente de 3 a 4 años en los sistemas agroforestales, mientras que la plantación de eucalipto de 15 años muestra una buena presencia de regeneración de especies nativas. La diversidad de funciones ecológicas y la altura media de los individuos arbóreos son los indicadores con mayor puntuación (Figura 3).

En el atributo de estabilidad y resiliencia se evaluaron 10 indicadores, de los cuales las cuatro áreas (Eucalipto, RAD, SAF-B y SAF-R) tuvieron 90% (n=9), coincidiendo con la falta del atributo epífita. En el área de eucalipto, se destacan los atributos de densidad de individuos arbóreos, porcentaje de individuos/grupo de sucesión, diversidad de funciones sucesionales, altura promedio y diversidad de funciones ecológicas en el RAD y SAF-R para epífitas y lianas, mientras que Eucalyptus y SAF-B coincidió con baja presencia de ellos (Figura 3).

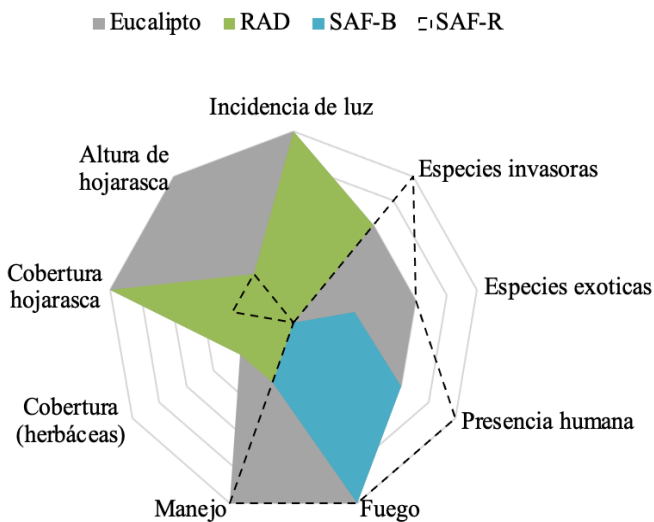
En el atributo de confiabilidad en las áreas de Sistemas Agroforestales (SAF-R) y Restauración de Áreas Degradadas (RAD) hubo problemas con la protección del suelo y el ciclo de nutrientes, mientras que en las áreas de eucalipto y SAF-B el mayor problema fue el manejo y la incidencia de luz, estos pueden estar relacionados con el desarrollo de gramíneas invasoras (Figura 4).

### Estabilidad y Resiliencia



**Figura 3.** Representación de los valores de estabilidad y resiliencia entre la plantación de Eucalipto (área de referencia) y las áreas de restauración Sistemas Agroforestales (SAF) y Restauración de Áreas Degradadas (RAD) del Bosque Nacional Ipanema, SP, Brasil, con base en indicadores de diversidad ecológica y diversidad funcional.

### Confiabilidad



**Figura 4.** Representación de los valores de confiabilidad entre la plantación de Eucalipto (área de referencia) y las áreas de restauración Sistemas Agroforestales (SAF) y Restauración de Áreas Degradadas (RAD) del Bosque Nacional Ipanema, SP, Brasil, con base en indicadores de manejo, protección del suelo y ciclo de nutrientes.



## ■ DISCUSIÓN

### **Diversidad de especies y diversidad funcional**

De las 14 especies encontradas, 11 están regenerando naturalmente, lo cual indica un número bajo de especies en regeneración en la plantación de eucalipto de 15 años evaluadas, este resultado difiere con otros estudios donde registraron 39 especies en el sotobosque de *Eucalyptus saligna* en un área sin manejo de 22 años (Alencar *et al.*, 2011) y 111 especies en una plantación de *E. saligna* abandonada de 15 años (Onofre *et al.*, 2010). Estas diferencias en la riqueza de especies del sotobosque puede ser por las características de manejo del suelo y control y uso.

Según Tabarelli *et al.* (1994) las familias Meliaceae, Rubiaceae, Myrtaceae y Lauraceae son características en el bosque en regeneración y en el sotobosque de plantaciones de eucaliptos, con especies típicas por su abundancia en número de individuos y especies. Tal enunciado fue verificado con los resultados encontrados en la evaluación de la composición florística del sotobosque evaluado en la plantación de eucalipto.

La diversidad fue inferior en comparación con otros estudios de subdosel de eucalipto. Por ejemplo: Sartori *et al.* (2002) reportaron 2,51 para el índice de Shannon ( $H'$ ) en el sub-dosel de *E. saligna* en Itatinga. En otro estudio, Onofre *et al.* (2010) reportaron una diversidad de 2,83 ( $H'$ ) para la clase de individuos con  $DAP \geq 5$  cm y 3,68 ( $H'$ ) para individuos con  $DAP < 5$  cm. No obstante, el índice de diversidad calculado estuvo fuertemente influenciado por la abundancia de *E. camadulensis*, lo que refleja una baja equitatividad ( $J = 0,32$ ). Además, se debe considerar que en la mayoría de los estudios encontrados, en el cálculo de diversidad solo se considera las especies en regeneración del sotobosque.

En estudios que evaluaron la regeneración natural en plantaciones de eucalipto destacan la presencia de un denso sotobosque de especies nativas. Sin embargo, varios autores coinciden en la importante influencia de áreas cercanas a las plantaciones de eucalipto, que pueden funcionar como fuentes de semillas contribuyendo a la regeneración del sotobosque (Sartori *et al.*, 2002, Onofre *et al.*, 2010; Alencar *et al.*, 2011). Considerando lo anterior, podemos atribuir la presencia de especies nativas en el área evaluada a la gran proximidad del área de conservación del Bosque Nacional de Ipanema. Si se compara con estudios en bosques tropicales nativos, el índice obtenido también puede considerarse regular. (Losos y Leigh, 2004) en un estudio en Corcovado, Costa Rica, obtuvieron un índice de diversidad alfa de 53; en otro estudio, los mismos autores encontraron en Barro Colorado, Panamá, una diversidad alfa de 36.

### **Índice de consolidación de la funcionalidad ecológica (ICFE) entre el área de referencia y las áreas de restauración**

En cuanto al desarrollo de los individuos en la plantación de eucalipto se verificó un rápido crecimiento de las especies de eucalipto como lo evidencian los resultados en comparación con otros estudios. Onofre *et al.* (2010), reporta una altura promedio de 2,95 m, en un área de vegetación secundaria cuya edad fue de 20 años. Además, cabe mencionar que la ausencia de epífitas es evidente y la frecuencia de cipós y lianas es escasa en el área de referencia evaluada. Esto indica la baja funcionalidad en el ciclo hidrológico, debido que las epífitas acumulan grandes cantidades de agua en sus hojas, motivo que las convierte en un elemento fundamental de la hidrología de los bosques (Cuesta *et al.*, 2009), y su biomasa no leñosa alberga un alto contenido de nutrientes brindando rutas alternas para su ciclo (García y Toledo, 2008). Además estos grupos funcionales se caracterizan por ser sensibles a cambios ambientales y a presiones antrópicas, por lo cual se convierte en herramientas potenciales para la detección de presiones en los ecosistemas (Werner, 2009; Arana y Blanco, 2011).

El manejo forestal del área se realiza principalmente en torno a la plantación de eucalipto. Araujo *et al.* (2005) indica que el tipo de manejo que se realiza en las plantaciones de eucalipto influye directamente en la presencia de especies arbóreas arbustivas amenazadas de extinción, siendo que, cuanto mayor el tiempo de corte y menor la intensidad de los tratamientos silviculturales mayor es la probabilidad de aparición de estas y otras especies, las cuales pueden ser manejadas de manera diferente por las empresas forestales. También, los mismos autores indican que además de la riqueza de flora, las comunidades de aves que se encuentran en una determinada plantación depende de la etapa de manejo en la que se encuentre, siendo que las aves campestres prefieren plantaciones jóvenes y las aves dependientes de bosque prefieren plantaciones más desarrolladas.

Las plantaciones forestales son generalmente ecosistemas muy simples en términos de su diversidad y estructura y están sujetas a intervenciones de manejo intensivas. La mayoría de las plantaciones se establecen con el objetivo de producir madera de manera eficiente a través de la silvicultura intensiva, así como se implementan acciones de manejo integral del fuego en plantíos forestales para disminuir los riesgos de incendios forestales y proteger el ecosistema de amortiguamiento, sin embargo son poco estudiadas la funcionalidad de las plantaciones forestales en los paisajes tropicales.

En los indicadores de control y manejo del área, cabe mencionar que el porcentaje de cobertura del suelo con gramíneas (conocidas como especies invasoras) fue baja en comparación con lo reportado por Onofre *et al.* (2010) quien obtuvo incidencia de luz entre 9,9 y 12%, el resultado encontrado en este estudio puede ser debido a que dos de las áreas evaluadas tuvieron baja presencia de gramíneas.

Las plantaciones forestales de eucalipto promueven la protección del suelo y los contribuyentes de biomasa, ambos relacionados con la presencia de hojarasca. Existe una hipótesis sobre si la densa capa de hojarasca inhibe la germinación de las semillas (Costa, 2002). Sin embargo, se ha demostrado que aunque la descomposición de la hojarasca de eucalipto tiene una baja tasa de descomposición, la hojarasca depositada en estas plantaciones transfiere grandes cantidades de nutrientes (Viera *et al.*, 2013). En un trabajo realizado sobre el ciclo de nutrientes en bosques naturales y plantaciones de eucalipto en el sureste de la Bahía en Brasil, encontraron que las plantaciones presentan una mayor capacidad para conservar los nutrientes inmovilizados en su biomasa, revelando un eficiente ciclo bioquímico, que resultó en una alta productividad (Gama-Rodrigues *et al.*, 2005).

La competencia por los nutrientes es uno de los factores que puede reducir el crecimiento de las especies, generando que las especies sean susceptibles a la presencia de especies invasoras como se evidenció en los sistemas agroforestales evaluados. Este tema es relevante, ya que las áreas con mayores tasas de mortalidad también fueron las que presentaron mayor presencia de malezas, independientemente de la edad de siembra. En los estudios desarrollados por (Penteado y Piña-Rodrigues, 2017) en los límites de la microcuenca del río Sorocaba y medio Tietê, todas las áreas muestreadas con hasta siete años de plantación tenían problemas con la protección del suelo y el ciclo de nutrientes, condición relacionada con alta incidencia de luz en las áreas, favoreciendo la presencia y desarrollo de gramíneas invasoras como *Brachiaria decumbens* la cual es un problema en las áreas de restauración.

## CONCLUSIONES

Nuestros resultados demuestran que las plantaciones forestales de eucalipto son importantes para la estabilidad y resiliencia de áreas degradadas, observando el rápido crecimiento de la plantación y la diversidad de especies nativas en diferentes grupos sucesionales que crecen bajo el dosel. Además, verificamos el potencial de las especies exóticas como alternativas pioneras para la recuperación de plantaciones de eucalipto abandonadas, y como modelos para la recuperación de vegetación nativa en el sotobosque, favoreciendo el establecimiento de núcleos forestales mixtos entre exóticos y nativos. En la etapa de confiabilidad, encontramos que la cobertura y altura de la hojarasca influyen en la protección del suelo y la baja incidencia de luz en presencia de especies invasoras como gramíneas que pueden afectar los procesos de restauración ecológica.

## AGRADECIMENTOS

A los profesores Fatima Piña-Rodrigues y Augusto Piratelli por las conferencias y preparación de documentos en el curso de Gestión de Recursos Naturales; a los compañeros del curso de Manejo de Recursos Naturales de la Universidad Federal de San Carlos (UFSCar) especialmente a Lluvia, Isai y Thais, al personal técnico y administrativo del área de conservación del Bosque Nacional de Ipanema, en particular a Cícero Branco por la logística proporcionada durante el curso.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alencar, D., Marangon, C., Feliciano, P., Ferreira, C., Teixeira, J. (2011). Advanced natural regeneration of native arboreal species in the sub-forest of settlements of *Eucalyptus saligna* Smith., in the area of the south forest of Pernambuco. *Ciência Florestal*, 21(2), 183-192.
- Arana, M., y Blanco, C. (2011). Helechos y licofitas del centro de la Argentina. Río Cuarto, Argentina.
- Araújo, F., Martins, V., Meira-Neto, A., Lani, L.; Pires, E. (2005). Florística da vegetação arbustiva-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, 29(6), 107-116.
- Barbosa, L. M., Shirasuna, R. T., Lima, F. D., Ortiz, P. R. T., Barbosa, K. C., Barbosa, T. C. (2015). Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. *Anais do VI Simpósio de Restauração Ecológica*, 303-436.
- Costa, S. 2002. *Decomposição da serapilheira em florestas plantadas e fragmentos de Mata Atlântica na Região Norte Fluminense*. (2002). 113p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 113 p.
- Cuesta, F., Peralvo, M., Valarezo, N. (2009). Los Bosques montanos de los Andes Tropicales. Quito, Ecuador.
- Fernandes, G. E., de Freitas, N. P., & Piña-Rodrigues, F. C. M. (2017). Cobertura florestal ou função ecológica: a eficácia da restauração na bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê. *Brazilian Journal of Environmental Sciences* (Online), (44), 127-145.
- FAO. (2006). 'Responsible management of planted forests: voluntary guidelines', Planted Forests and Trees Working Paper 37/E, Rome. Disponível em: [www.fao.org/docrep/009/j9256e/j9256e00.htm](http://www.fao.org/docrep/009/j9256e/j9256e00.htm). Acesso em janeiro de 2018.
- Führer, E. (2000). Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and management*, 132(1), 29-38.
- Gama-Rodrigues, E. F. D., Barros, N. F. D., Gama-Rodrigues, A. C. D., Santos, G. D. A. (2005). Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *Revista brasileira de Ciência do Solo*, 29, 893-901.
- García, J., Toledo, T. (2008). Epífitas vasculares: Bromelias y orquídeas. En: Manson R., V. Hernández, S. Gallina y K. Mehlreter (Eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz*. México.
- IBAMA. (2003). *Roteiro Metodológico para Elaboração de Planos de Manejo para Florestas Nacionais*. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - IBAMA. Brasília, DF.
- Lamb, D., Erskine, P. D.; Parrotta, J. A. 2005. 'Restoration of degraded tropical forest landscapes', *Science*, 310 (5754), 1628–1632.

Lozano, D. y Yaguana, C. (2021). Funcionalidad ecológica en plantaciones de eucalipto, en el Bosque Nacional Ipanema: ¿cuál es la importancia de las plantaciones forestales en la restauración de áreas degradadas?. *Bosques Latitud Cero*, 11(2): 19-31. <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1094>

- Losos, E., Leigh Jr. E. (2004). *Tropical rain forest diversity and dynamism*. Chicago: The University of Chicago Press, 645.
- Magurran, A. (2011). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora da UFPR, 262.
- Massera, O., Astier, M.; López-Ridaura, S. (1999). *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales*. El Marco de Evaluación MESMIS. Mundiprensa–GIRA–UNAM. México DF, Instituto de Ecología.
- Naeem, S; Wright, J. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology letters*, 6(6), 567-579.
- Onofre, F., Engel V., Cassola, H. (2010). Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. numa antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*. Piracicaba, 38(85), 39-52.
- Plano de Manejo da Floresta Nacional De Ipanema (PMFNI), disponível em [www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades.../flona\\_ipanema.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades.../flona_ipanema.pdf). Acesso em janeiro de 2018.
- Piña-Rodrigues, F., Fonseca, V.; Branco, C. (2012). *Proposta de protocolo de monitoramento de áreas degradadas e sistemas agroflorestais*. Relatório Técnico. UFSCar, Sorocaba. 9 p.
- Rodrigues, R., Brancalion, S., Isernhagen, I. (2009). Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: *Instituto BioAtlântica*, 256 p.
- Sartori, M.S., Poggiani, F., Engel, V. 2002. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, 62, 86-103.
- Shelton, D., Cork, S., Binning, C., Parry, R., Hairsine, P., Vertessy, R., Stauffacher, M. (2001). Application of an ecosystem services inventory approach to the Goulburn Broken Catchment. *Proceedings of the Third Australian Stream Management Conference August 27–29, 2001*. Brisbane, QLD: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 157-162.
- Schultz, E., Johnston, R., Segerson, K., Besedin, E. (2012). Integrating ecology and economics for restoration: using ecological indicators in valuation of ecosystem services. *Restoration Ecology*, 20(3), 304-310.
- Tabarelli, M., Villani, J. ; Mantovani, W. (1994). Recuperação da floresta Atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no núcleo Santa Virgínia, SP. *Revista do Instituto Florestal*, 5(2), 182-201.
- Vieira C., Santos Leles, F., Gervasio Pereira S., Helmeer M., Bellumath, G., Makhlouta A. (2013). Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. *Ciência Florestal*, 23(3), 379-387.
- Werner F. (2009). Effects of human disturbance on epiphyte assemblages in the Andes of Ecuador (Tesis de doctorado). Universität zu Göttingen, Alemania.

## Fijación de carbono en sistemas agroforestales gestionados por pequeños productores de los Andes del Ecuador

### Carbon fixation in agroforestry systems managed by small producers of the Andes in Ecuador

Mario Añazco-Romero <sup>1</sup>  
Nathaly Fernández-Gómez <sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> Docente investigador, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador

<sup>2</sup> Ingeniera Forestal, Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador

Autor para correspondencia: nvfernandezg@gmail.com

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1089>

Recibido: 30/09/2021

Aprobado: 20/12/2021

#### RESUMEN

Los ecosistemas de montaña son extremadamente vulnerables al cambio climático, razón por la cual se encuentran particularmente en riesgo las poblaciones de montaña que dependen de la actividad agrícola y ganadera. Esta investigación se desarrolló en cinco sitios, en las provincias de Imbabura y Carchi con el objetivo de determinar la tasa de fijación de carbono (C) en sistemas agroforestales gestionados por pequeños productores en los Andes del Ecuador. Adicional a esto, se adaptó la metodología al contexto socioeconómico y productivo de los pequeños productores. Las unidades experimentales fueron cinco prácticas agroforestales representativas de la región andina norte. Se cuantificó el contenido de C a partir de la biomasa aérea para cada especie forestal. Para cuantificar la biomasa de las especies agrícolas y pastos, se utilizó el método directo de muestreo destructivo. La cantidad de C de cada una de las prácticas agroforestales fue determinada multiplicando el valor de biomasa aérea por la fracción de C 0,5. La mayor tasa de fijación de C fue de 87,13 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> y se registró en la práctica silvopastoril de *Eucalyptus globulus* en asocio con *Pennisetum clandestinum*. Tanto en esta práctica como en las que *Alnus nepalensis* está asociado con *Coffea arabica*, e *Inga insignis* asociado con *Phaseolus vulgaris*, las especies forestales fijan el 89% del C total y las especies agrícolas el 11%. Los sistemas agroforestales andinos manejados por pequeños productores fijan C con tasas superiores a sistemas similares desarrollados en otros sitios localizados tanto dentro como fuera del país.

Palabras clave: agrosilvícola, silvopastoril, región andina, captura, carbono.

## ABSTRACT

Mountain ecosystems are extremely vulnerable due to climate change, which is why mountain populations that depend on agriculture and livestock are particularly endangered. The research was carried out in five places, in Imbabura and Carchi provinces with the objective of determine the carbon fixation rate in agroforestry systems managed by small producers in the Ecuadorean Andes. In addition, the methodology was adapted to the socioeconomic and productive context of small producers. The experimental units were five agroforestry practices, representative of the northern Andean region. The C content was quantified from the aerial living biomass for tree species. The direct method of destructive sampling was used to quantify the biomass for crop and grass species. The amount of C of each agroforestry practice was determined by multiplying the aerial biomass value by a C fraction of 0.5. The greatest C fixation rate was 87.13 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, and it was recorded in the silvopastoral system, where dispersed *Eucalyptus globulus* trees were integrated with *Pennisetum clandestinum*. Both in this system and those in which *Alnus nepalensis* is integrated with *Coffea arabica*, and *Inga insignis* with *Phaseolus vulgaris*, the tree species fixed 89% of total C and crop species, 11%. Agroforestry systems that are managed by small producers fix C at greater rates than similar systems developed in other areas, both inside and outside the country.

**Keywords:** agri-silvicultural, silvopastoral, Andean region, capture, carbon.

## INTRODUCCIÓN

Las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) han aumentado hasta alcanzar registros sin precedentes, según la World Meteorological Organization (WMO). Esta organización en su último informe señala que el CO<sub>2</sub> alcanzó 410,5 ± 0,2 ppm, este valor constituye el 148 % respecto a los niveles preindustriales. El aumento de CO<sub>2</sub> de 2018 a 2019 fue mayor que lo observado entre los años 2017 a 2018 y mayor que la tasa promedio anual de crecimiento durante la última década (WMO, 2020).

El sector de la Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo (AFOLU, por sus siglas en inglés) es responsable de alrededor de un cuarto (~10-12 Gt CO<sub>2</sub> eq año<sup>-1</sup>) de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI) netas principalmente procedentes de la deforestación, las emisiones agrícolas provenientes del suelo y la gestión de nutrientes y de la ganadería [Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2014].

Desde otra óptica, el sector AFOLU que es parte del problema, tiene también el potencial de formar parte de la solución, siendo la Agroforestería una ciencia que se estructura con aportes de la silvicultura, la agricultura y ganadería, una alternativa viable para prevenir y mitigar el cambio climático (IPCC, 2000). La Agroforestería fue reconocida como estrategia para la mitigación de GEI en el marco del Protocolo de Kioto, específicamente como parte del plan para el secuestro biológico de C (Ramachandran *et al.*, 2010).

La Agroforestería tiene un gran potencial de crear sumideros de C y mitigar las emisiones de la agricultura, al tiempo que aumenta la capacidad de adaptación (Nath *et al.*, 2021), conservando la agrobiodiversidad *in situ*, a través de técnicas de bajo consumo de insumos que aportan a la mitigación de los GEI [Food and Agriculture Organization (FAO), 2014]. Sin embargo, la información es escasa respecto al potencial de la Agroforestería en las diferentes zonas climáticas y altitudinales del Ecuador que son aptas para este fin como la región andina del país.

Los pequeños productores en los Andes ecuatorianos manejan desde épocas preincaicas y prehispánicas, sistemas integrados de producción donde las personas interactúan con los árboles; estos sistemas proveen el 60% de los alimentos consumidos en el país [Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), 2013].

En la región andina del Ecuador, la provincia del Carchi, es la zona donde se registra mayor variación de temperatura llegando a probables incrementos para la década del 2020. Si se mantienen las tendencias esgrimidas en los escenarios de emisiones actuales, se esperaría un incremento de hasta 4,43°C a finales de siglo (Jiménez *et al*, 2012).

Por lo antes señalado, el objetivo de esta investigación fue determinar la tasa de fijación de C en sistemas agroforestales gestionados por pequeños productores en el norte de los Andes del Ecuador, específicamente en las provincias de Imbabura y Carchi. La metodología utilizada se adaptó al contexto socioeconómico y productivo de los pequeños productores de la región andina.

## MATERIALES Y METODOS

### Área de estudio

La investigación se realizó en cinco sitios, ubicados en los Municipios de Ibarra, Cotacachi y Pimampiro en la provincia de Imbabura, y San Gabriel y Mira en la provincia de Carchi (Figura 1).

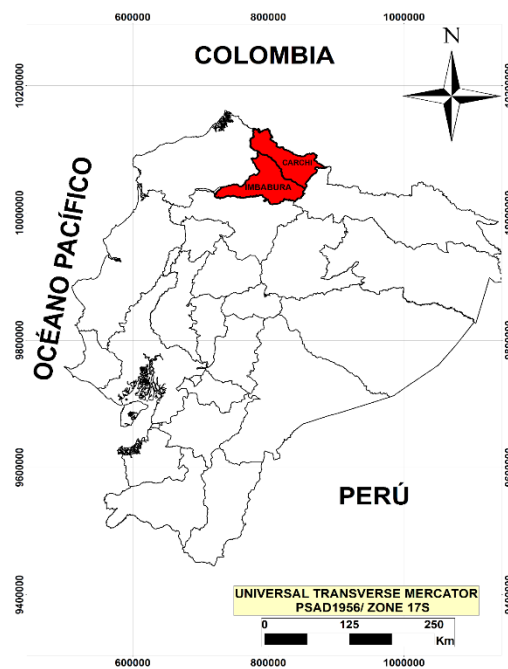


Figura 1. Mapa de ubicación de las provincias de Imbabura y Carchi.

### Metodología

La investigación es de carácter cuantitativo y el método empleado es correlacional. La metodología utilizada consta de cinco procesos cronológicamente bien definidos: selección y cálculo de la muestra; caracterización de las prácticas agroforestales; instalación de las unidades experimentales y toma de datos de campo; determinación del contenido de C y análisis de los datos obtenidos.

### Selección y cálculo de la muestra

El universo del estudio estuvo conformado por el total de Unidades de Producción Agropecuaria (UPA) existentes en las provincias de Imbabura y Carchi, con un total de 48.027 UPA. Se emplearon las ecuaciones de tamaño de muestra ( $n$ ) y tamaño de muestra ajustado ( $n_2$ ).

$$n = \frac{t_a^2 S^2}{E^2} \quad (1)$$

$$n_2 = \frac{n_1}{1 + \frac{n_1}{N}} \quad (2)$$

Se calculó la varianza ( $S^2$ ) con la información de las UPA identificadas en el Diagnóstico del Sector Agropecuario realizado por las Unidades Zonales de Información de Imbabura y Carchi, (UZI-I 2011 y UZI-C 2011) del Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP). Se empleó el valor de “ $t_a$ ” de Student al 20% de probabilidad estadística y como error se consideró el valor del 20% de la media. El tamaño de la muestra obtenido fue de cinco UPA.

### Caracterización de las prácticas agroforestales

Las cinco UPA corresponden a cinco prácticas agrupadas en dos tipos de sistemas agroforestales representativos del área de estudio, siendo estos: sistemas silvopastoril y agrosilvícola.

La práctica silvopastoril corresponde a árboles dispersos de eucalipto *Eucalyptus globulus* asociados con pasto kikuyo *Pennisetum clandestinum*, localizada en el Municipio de San Gabriel, en la provincia de Carchi a una altitud de 2.865 m s.n.m. Los árboles de *E. globulus* tienen 20 años de edad, una altura promedio de 15,20 m, un DAP promedio de 16 cm y una densidad de 1.111 árboles/ha. Los árboles pertenecen a la segunda generación, por lo cual se aplicó el manejo de rebrotes para estos individuos.

Las prácticas agrosilvícolas fueron las siguientes:

La práctica de árboles dispersos de aliso *Alnus nepalensis* asociados con café *Coffea arabica* se localiza en la zona de Intag, Municipio de Cotacachi a una altitud de 1.968 m s.n.m. Los árboles de *A. nepalensis* tienen 23 años de edad, una altura promedio de 20,14 m, un DAP promedio de 54 cm y una densidad de 64 árboles/ha. Los tratamientos silviculturales aplicados a los árboles fueron podas y raleos.

La práctica de lindero de nogal *Juglans neotropica* asociado con granadilla *Passiflora ligularis*, se localiza en el Municipio de Pimampiro a una altitud de 2.087 m s.n.m. Los árboles de *J. neotropica* tienen 18 años de edad, una altura promedio de 8,59 m, un DAP promedio de 34 cm y una densidad de 120 árboles/ha. El tratamiento silvicultural fue la poda de raíces para los árboles, posteriormente se llevó a cabo el aprovechamiento una vez concluido el estudio.

La práctica de cultivo en callejones de aguacate *Persea americana* asociado con maíz *Zea mays*, se localiza en el Municipio de Mira a una altitud de 2.610 m s.n.m. Los árboles de *P. americana* tienen cuatro años de edad, una altura promedio de 2,78 m, un diámetro promedio de 10 cm y una densidad de 625 árboles/ha. Los tratamientos silviculturales aplicados fueron podas a los árboles.

La práctica de fajas de árboles de guaba *Inga insignis* asociada con fréjol *Phaseolus vulgaris* se localiza en el Municipio de Ibarra a una altitud de 2.250 m s.n.m. Los árboles de *I. insignis* tienen ocho años de edad, una altura promedio de 6,94 m, un diámetro promedio de 25 cm y una densidad de 150 árboles/ha. El tratamiento silvicultural aplicado fue la poda de ramas basales.



### Instalación de las unidades experimentales y toma de datos de campo

Se utilizó la metodología para la determinación de C en pequeñas propiedades rurales (Rügnitz *et al.* 2009). Se estableció una parcela rectangular de 1.000 m<sup>2</sup> en la práctica de árboles dispersos de *E. globulus* con *P. clandestinum* y en la práctica de árboles dispersos de *A. nepalensis* con *C. arabica*. Para el caso de las plantaciones lineales de *J. neotropica* asociada con *P. ligularis* (lindero), *I. insignis* asociada con *P. vulgaris* (árboles en fajas) y *P. americana* asociada con *Z. mays* (cultivo en callejones) se consideró como una sola parcela al conjunto de árboles.

Se midió la altura total de las cinco especies forestales. El DAP se midió a 1,30 m desde el nivel del suelo para el caso de *E. globulus*, *J. neotropica* y *A. nepalensis*; mientras que, para *I. insignis* y *P. americana* se registró el diámetro basal a los 5 cm del suelo, ya que presentaron ramificaciones del fuste por debajo de la altura del pecho. Además, se consideró la densidad de la madera de las especies forestales (kg/m<sup>3</sup>).

### Determinación del contenido de C

Se determinó el contenido de C a partir de la biomasa aérea viva en el caso de las especies forestales, para lo cual se utilizó la fórmula propuesta por FAO (1998):

$$\text{Biomasa aérea viva} = D * V * FE \quad (3)$$

Donde:

D = Densidad de la muestra (kg/m<sup>3</sup>)

V = Volumen del árbol

FE = Factor de expansión (valor: 1,1)

Para cuantificar la biomasa de las especies agrícolas y pastos, se utilizó el método directo de muestreo destructivo, para lo cual se obtuvo muestras de cinco componentes: raíz, tallo, ramas, hojas y frutos. Estas fueron pesadas por separado para obtener el peso húmedo y luego fueron colocadas en el horno a 105°C, posteriormente se pesaron hasta alcanzar un peso constante y finalmente se registró el peso seco.

La ecuación general propuesta por Bell & Fischer (1994) se utilizó para obtener el valor de la biomasa seca de las especies agrícolas y pastos:

$$BStcomp = (Psm/Phm) * BHtcomp \quad (4)$$

Donde:

BStcomp = Biomasa seca total del componente (kg).

Psm = Peso seco de la muestra (gr).

Phm = Peso húmedo de la muestra (gr).

BHtcomp = Biomasa húmeda total del componente (kg).

Para estimar la cantidad de C de cada una de las prácticas agroforestales, se multiplicó el valor de la biomasa aérea por la fracción de C: 0,5 (FAO, 2015; IPCC, 2003).

$$C (\text{práctica agroforestal}) = BT (\text{práctica agroforestal}) * FC \quad (5)$$

Donde:

C (práctica agroforestal) = Cantidad de C de la práctica agroforestal (kg).

BT (práctica agroforestal) = Biomasa total de la práctica agroforestal (kg).

FC = Fracción de C IPCC 2003 (valor: 0,5) (IPCC, 2008).

Finalmente, al resultado de C de la práctica agroforestal se aplicó el factor de conversión 44/12 (FAO, 2015; IPCC, 2008) de unidades de C para transformar a unidades de CO<sub>2</sub> equivalente y se transformó las unidades de kg en toneladas, dividiéndolo entre 1.000, obteniendo t CO<sub>2</sub>.

### Análisis estadísticos

Se procedió con los análisis estadísticos de la información utilizando pruebas estadísticas paramétricas. Se realizaron análisis de correlación simple entre el contenido de C de cada práctica agroforestal y las variables: número de árboles/ha referente a las especies forestales, y número de plantas/ha referente a las especies de cultivos y pastos.

## RESULTADOS

La mayor tasa de fijación de C se registró en la práctica silvopastoril donde los árboles dispersos de *E. globulus* se encuentran asociados con *P. clandestinum* (Figura 2); cabe mencionar que ambas especies son introducidas.

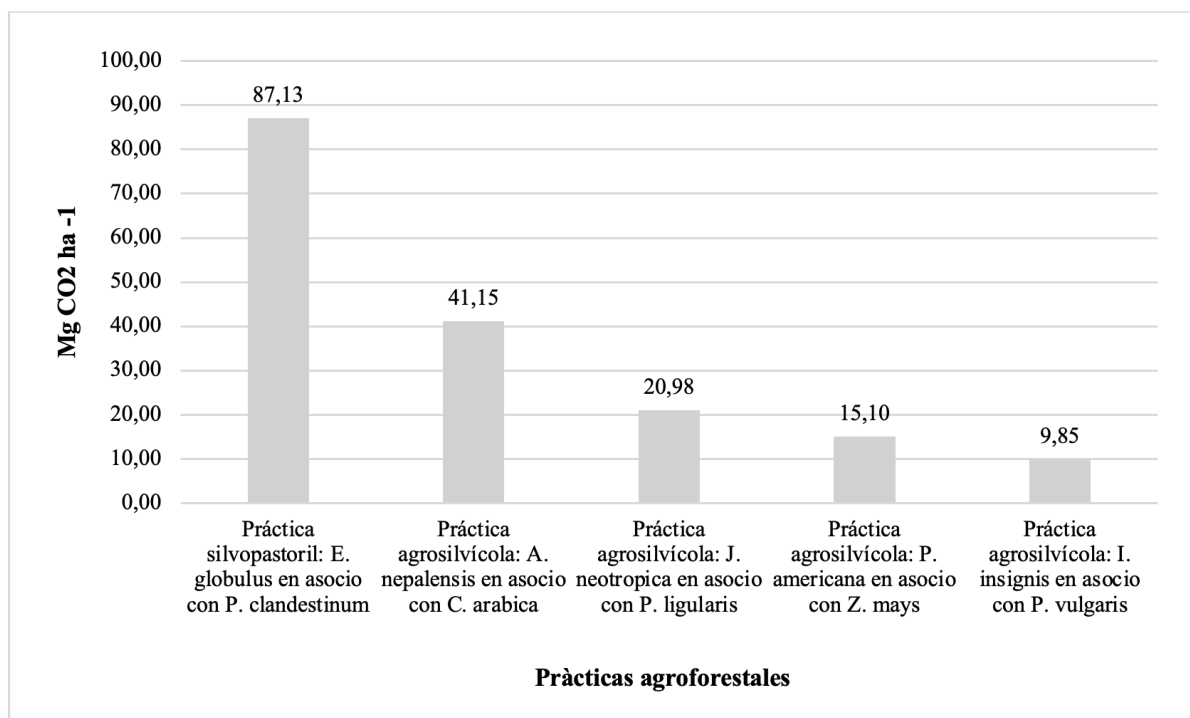


Figura 2. Tasa de fijación de C por las diferentes prácticas agroforestales.

El C total por hectárea estuvo influenciado por la densidad (número de árboles/ha) en cuatro de las cinco prácticas agroforestales. *E. globulus* con una densidad de 1.111 árboles/ha captura 77,56 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>; *A. nepalensis* con 64 árboles/ha captura 36,53 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>; *J. neotropica* con 120 árboles/ha captura 19,99 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> e *I. insignis* con 150 árboles/ha captura 8,76 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. En el caso de *P. americana* con 625 árboles/ha captura 3,47 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> y su cultivo asociado que es *Z. mays* captura 335% más C que la especie forestal en sí (Figura 3).

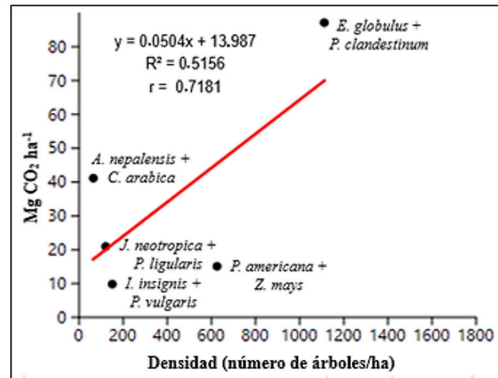


Figura 3. Influencia de la densidad de las especies forestales en la tasa de fijación de carbono.

El aporte en la cantidad de C fijado por las distintas especies forestales, cultivos agrícolas y pastos que conforman cada práctica agroforestal, es similar en tres de las cinco prácticas estudiadas. En las prácticas *E. globulus* asociado con *P. clandestinum*, *A. nepalensis* asociado con *C. arabica* e *I. insignis* asociado con *P. vulgaris*, las especies forestales fijan el 89% del C total y las especies agrícolas el 11%.

En la práctica de cultivo en callejones, *P. americana* fija el 23% y *Z. mays* el 77%; es el único caso donde el cultivo agrícola captura más C que la especie arbórea. Mientras que, el lindero de *J. neotropica* aporta con el 95% del C fijado y *P. ligularis*, el 5%. A nivel de individuo en las especies forestales, la mayor fijación de C fue de *A. nepalensis* con 0,57 Mg CO<sub>2</sub> árbol; *J. neotropica* 0,17 Mg CO<sub>2</sub> árbol; *E. globulus* 0,070 Mg CO<sub>2</sub> árbol; *I. insignis* 0,058 Mg CO<sub>2</sub> árbol y *P. americana* 0,006 Mg CO<sub>2</sub> árbol (Figura 4).

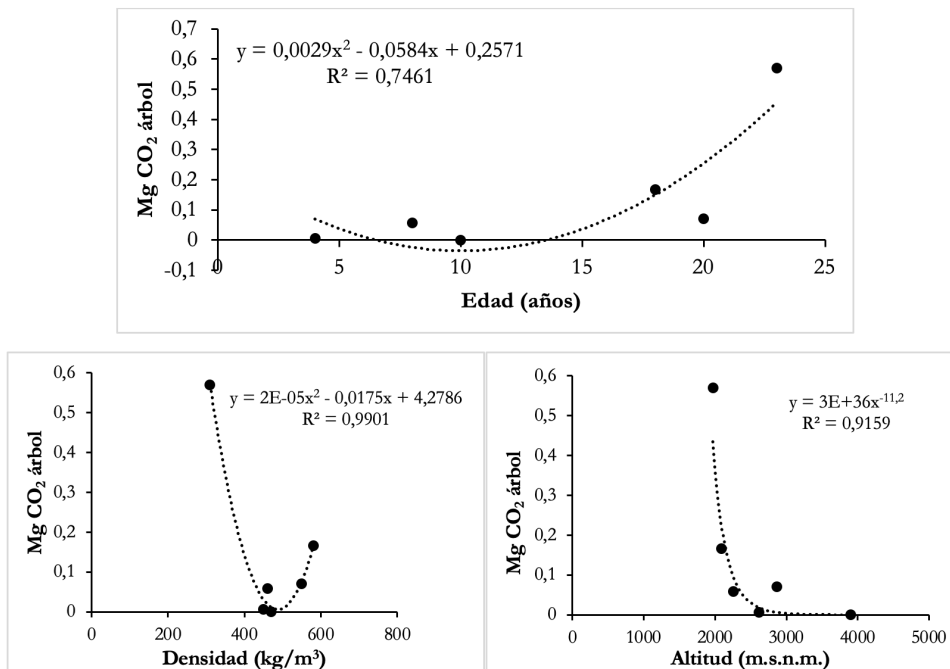


Figura 4. Tasa de fijación de C de acuerdo con la edad, densidad de la madera y altitud de las especies forestales en las prácticas agroforestales.

*A. nepalensis* ubicada a 1.968 m s.n.m., la densidad de su madera es de 282 kg/m<sup>3</sup> y 23 años, es la especie localizada a menor altitud, con la menor densidad de madera y la de mayor edad de sus árboles y registra la mayor tasa de fijación de C. Las especies *E. globulus* y *J. neotropica* localizadas a 2.865 m s.n.m. y 2.087 m s.n.m., con densidades de madera de 500 kg/m<sup>3</sup> y 527 kg/m<sup>3</sup> y edades de 20 y 18 años respectivamente, tuvieron tasas de fijación inferiores a las de *A. nepalensis*.

En lo que respecta a las especies de cultivos y pastos, *Z. mays* es la especie que mayor cantidad de C fija, siendo este de 11,63 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> con 17.700 plantas/ha; a esta le sigue *P. clandestinum* con 9,57 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> con una densidad de 308.642 plantas/ha; *C. arabica* 4,61 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> con 1.936 plantas/ha; *P. vulgaris* 1,09 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> con 11.950 plantas/ha; *P. ligularis* fija 0,99 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> con una cantidad de 455 plantas/ha.

Del análisis realizado mediante el clustering jerárquico aglomerativo (Figura 5), se desprende que las especies *P. clandestinum* y *Z. mays* forman un grupo que se distingue por una mayor cantidad de C fijado. Los distintos órganos que conforman la biomasa aérea de las especies de cultivos agrícolas y pastos, capturan diferentes cantidades de C y difieren de una especie a otra.

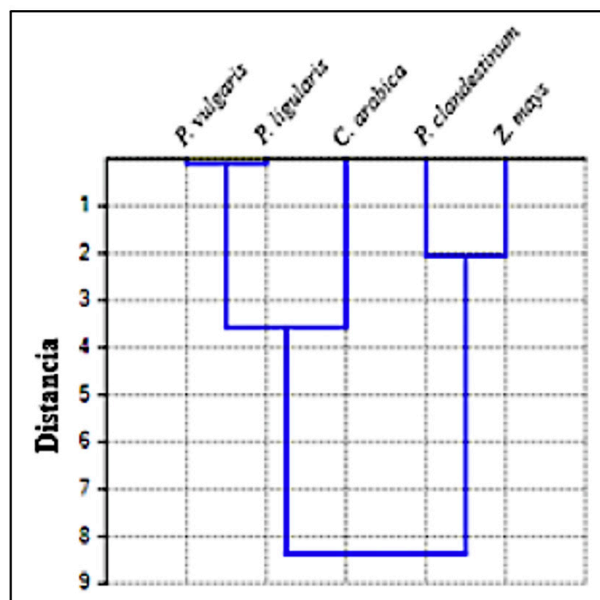


Figura 5. Agrupamiento de especies agrícolas y pastos asociados en las diferentes prácticas agroforestales.

En *Z. mays* los frutos (mazorcas) fijan el 73% equivalente a 8,53 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> y la raíz, tallo y hojas en conjunto el 27% correspondiente a 3,10 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. En *C. arabica* las raíces, tallo, ramas y hojas fijan 95% del C lo cual significa 4,39 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, y los frutos 5% siendo 0,23 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. *P. vulgaris* fija en sus raíces, tallo y hojas el 98% correspondiente a 0,90 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, y las vainas el 2% el cual equivale a 0,19 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. En *P. ligularis* sus raíces, tallo, ramas y hojas fijan el 60% equivalente a 0,59 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, y los frutos 40% correspondiente a 0,40 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. En el caso de *P. clandestinum*, las raíces, tallo y hojas fijan 9,57 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.

## ■ DISCUSIÓN

La práctica silvopastoril de árboles dispersos de *E. globulus* asociados con *P. clandestinum* que presenta la mayor tasa de fijación de C se explica debido a que ambas especies son introducidas y poseen ventajas ecológicas y botánicas. *E. globulus* es reconocido por su rápido crecimiento, copa alargada e irregular sobre un fuste limpio de ramas hasta en 2/3 de su altura total que deja ingresar luz al suelo del sistema. Mientras que, *P. clandestinum* es una gramínea que crece bien en condiciones de escasez de agua y hace un buen uso de las intensidades de luz altas, de lo cual se colige que la competencia por agua y luz del pasto con la especie arbórea no es un obstáculo para el desarrollo de la misma.

En Colombia, el C promedio fijado tanto en las raíces como por la biomasa aérea de *P. clandestinum*, se vio afectado con una mayor presencia de árboles (1.111 árboles/ha) de la especie *Acacia decurrens*. Esta especie de acacia tiene una copa extensa, las ramas tienden a ser laterales y la corona de la extensión es de hasta ocho metros de ancho en los especímenes más grandes; lo cual dificulta el ingreso de luz al sotobosque (Giraldo *et al.*, 2008).

El almacenamiento promedio de C por prácticas agroforestales se ha estimado en 9, 21, 50 y 63 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> en regiones semiáridas, subhúmedas, húmedas y templadas (Handa *et al.*, 2020). Para agroforestería de pequeños propietarios en los trópicos, el secuestro potencial de C varía de 1,5 a 3,5 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (Montagnini & Nair, 2004). Los resultados obtenidos en el presente estudio son superiores a los ecosistemas y tipo de agricultores mencionados (Figura 2); situación que refleja la importancia de promover la agroforestería andina con pequeños productores, por su aporte a la mitigación del cambio climático. La principal ventaja comparativa de los sistemas andinos, podría deberse a la cantidad de luminosidad que se recibe en la región andina norte del Ecuador durante todo el año que es de doce horas en promedio.

Alfaro (2017) en Perú encontró en plantaciones de *E. globulus* de 29 años y rebrotes de ocho años, localizadas a 2.862 m s.n.m. con una densidad de 2.700 árboles/ha, una tasa de fijación de C de 11,88 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, inferior a la reportada en el presente estudio.

Espinoza *et al.* (2012), indican: “una determinada combinación entre dos o más especies en un sistema contribuye a que exista una mayor cantidad de C”, lo cual se confirma en las cinco prácticas agroforestales producto de esta investigación”.

Con respecto al rendimiento individual de cada especie, Zanabria y Cuellar (2015) señalan que la cantidad de biomasa aérea y por ende la cantidad de C secuestrado, varía de acuerdo al tipo de especie, edad, altitud sobre el nivel del mar, densidad de la madera, suelo y clima, criterios que son ratificados en el presente estudio (Figura 4).

El contenido de C secuestrado en la práctica agroforestal lindero de *J. neotropica* asociado con *P. ligularis* (Figura 2), es superior a los 13, 17 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> registrado en una práctica agroforestal de *J. neotropica* asociado con *C. arabica* en una zona cercana a la del presente estudio (Ramírez *et al.*, 2019). Lo mencionado confirma que las condiciones edáficas son determinantes para obtener una mayor cantidad de C fijado.

En la presente investigación, para el caso de *J. neotropica*, la especie aprovechó la fertilización nitrogenada que recibía del cultivo de *P. ligularis*, lo cual estimuló una mayor producción de biomasa y consecuentemente mayor fijación de C. Al respecto Coskun *et al.* (2016) mencionan que evidencias científicas indican que las deficiencias en los nutrientes del suelo, particularmente el nitrógeno (N) limita el crecimiento de las plantas, lo cual puede restringir en gran medida la fijación de C en el futuro.

Con respecto a los cultivos y pastos, las especies *Z. mays* y *P. clandestinum*, ambas pertenecientes a la familia de las gramíneas (Poaceae), podrían aportar con una notable fijación de C debido a que son plantas C4. En los arreglos agroforestales donde se encuentran las especies arbóreas, estas no interfieren en el ingreso de luz al sistema de modo que reciben suficiente agua para realizar sus procesos fotosintéticos sin deficiencias edafo-climáticas.

## CONCLUSIONES

Los sistemas agroforestales manejados por pequeños productores en la región andina del Ecuador, en las provincias de Imbabura y Carchi fijan C con tasas superiores a sistemas con características semejantes establecidos en otros sitios del país e incluso fuera del mismo.

La cantidad de C secuestrado por cada práctica agroforestal depende de factores tales como: especies, densidad (número de plantas/ha), edad, altitud, densidad de la madera, condiciones edafo-climáticas y tratamientos silviculturales aplicados a las especies.

La metodología utilizada para determinar las tasas de fijación de carbono que fue aplicada en la presente investigación se adaptó al contexto agroforestal diferenciado de los pequeños productores.

## CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Mario Añazco-Romero: Coordinador del proyecto de investigación, toma de datos de campo y escritura del documento. Nathaly Fernández-Gómez: Toma de muestras de campo, procesamiento de muestras de campo, análisis de datos de campo y escritura del documento

## BIBLIOGRAFÍA

- Alfaro, R. (2017). *Captura de carbono en rebrotes de Eucalyptus globulus Labill "eucaliptus" en Motil, provincia de Otuzco del departamento de La Libertad-Perú*. (tesis de maestría). Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú.
- Bell, M. y Fischer, R. (1994). *Guide to plant and crop sampling: Measurements and observations for agronomic and physiological research in small grain cereals. Wheat Special Report No. 32*. México, DF: Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT).
- Coskun, D., Britto, D. y Kronzucker, H. (2016). Nutrient constraints on terrestrial carbon fixation: The role of nitrogen. *Journal of Plant Physiology*, 203, 95-109.
- Espinoza, W., Krishnamurthy, L., Vázquez, A. y Torres, A. (2012). Carbon stocks in agroforestry systems with coffee plantations. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(1), 57-70.
- FAO. (1998). *FRA 2000 Directrices para la evaluación en los países tropicales y subtropicales*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- FAO. (2014). *Agricultura familiar en América Latina y el Caribe: Recomendaciones de política*. Santiago, Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- FAO. (2015). *Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

- Giraldo, L., Zapata, M. y Montoya, E. (2008). Captura y flujo de carbono en un sistema silvopastoril de la zona Andina Colombiana. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal*, 16(4), 215-220.
- Handa, A., Chavan, S., Sirohi, C. y Rizvi, R. (2020). Importance of agroforestry systems in carbon sequestration. En *National Agroforestry Symposium 2020 on Climate Resilient Agroforestry Systems to Augment Livestock Productivity Ensuring Environmental Biodiversity*. Chennai, India.
- IICA. (2013). *Estrategia de Cooperación Técnica del IICA-Ecuador*. Quito, Ecuador: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- IPCC. (2000). *Land use, land use change and forestry: A special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Watson R, Noble I, Bolin B, Ravindranath N, Verardo D, Dokken D (Eds). Cambridge, England: Cambridge University Press.
- IPCC. (2003). *Good practice guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*; Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendía L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, et al. (Eds). Hayama, Japón: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IPCC. (2008). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. A primer, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*; Eggleston H, Miwa K, Srivastava N, Tanabe K (Eds). Hayama, Japón: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IPCC. (2014). *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*; Pachauri R, Meyer L (Eds). Ginebra, Suiza: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Jiménez, S., Castro, L., Yépez, J. y Wittmer, C. (2012). *Impacto del cambio climático en la agricultura de subsistencia en el Ecuador. Serie Avances de Investigación N°66*. Madrid, España: Fundación Carolina.
- MAGBMA. (2019). *Estrategia Nacional de REDD+ de Guinea Ecuatorial*. República de Guinea Ecuatorial: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Bosques y Medio Ambiente de Guinea Ecuatorial (MAGBMA).
- Montagnini, F. y Nair, P. (2004). Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61, 281–295.
- Nath, A., Sileshi, G., Laskar, S., Pathak, K., Reang, D., Nath, A. y Kumar, A. (2021). Quantifying carbon stocks and sequestration potential in agroforestry systems under divergent management scenarios relevant to India's Nationally Determined Contribution. *Journal of Cleaner Production*, 281.
- Ramachandran, P., Vimala, D., Kumar, B. y Showalter, J. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in Agronomy*, 108, 237-307.
- Ramírez, J., Oyos, A. y Chagna, E. (2019). Almacenamiento de carbono en plantaciones de *Juglans neotropica* Diels, con y sin socio de *Coffea arabica* L. *Ciencia y Tecnología*, 12(2), 73-80.
- Rügnitz, M., Chacón, M. y Porro, R. (2009). *Guia para determinação de Carbono em pequenas propriedades rurais*. Belém, Brasil: Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF)/Consórcio Iniciativa Amazônica (IA).
- WMO. (2020). *WMO Greenhouse Gas Bulletin. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2019. No. 16*. World Meteorological Organization (WMO).
- Zanabria, R. y Cuellar, J. (2015). Carbono total almacenado en los depósitos de diferentes sistemas de uso de tierra del ecosistema alto andino, valle del Mantaro, Junín. *Xilema*, 8(1). 43-52.

## Inducción *in vitro* de raíces de *Cinchona officinalis* L. a partir de vitroplantas

### *In vitro* induction of roots of *Cinchona officinalis* L., from vitroplants

Víctor Eras-Guamán<sup>1,2\*</sup>  
Claudia Cueva-Coronel<sup>1</sup>  
Magaly Yaguana-Arévalo<sup>2</sup>  
Ruth Poma-Angamarca<sup>2</sup>  
José Moreno-Serrano<sup>2</sup>

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

2 Laboratorio de Micropropagación Vegetal. Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Universidad Nacional de Loja, Loja-Ecuador

\* Autor para correspondencia: victor.eras@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1006>

RECIBIDO: 06/07/2021

APROBADO: 12/11/2021

## RESUMEN

*Cinchona officinalis* L., Árbol Nacional del Ecuador conocido por sus propiedades medicinales contra la malaria, presenta limitaciones para la propagación *in vivo*; es por ello, que la propagación *in vitro* se presenta como una técnica alternativa para la multiplicación y conservación de la especie. En este contexto, se instalaron dos ensayos con siete tratamientos cada uno, en el primero se evaluó el balance hormonal auxínico compuesto por AIB y 2,4-D; y, en el segundo se evaluó la interacción auxina (AIB)-citocinina (BAP), en concentraciones de 0,5 y 1,0 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. Las variables evaluadas fueron: días al enraizamiento, porcentaje de enraizamiento, número de raíces por explante y longitud de raíces. El tratamiento T2 conformado por 0,5 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de BAP fue el más efectivo, presentó enraizamiento del 70 %, obtuvo el mayor número de raíces por explante con 4.67 y, alcanzó la mayor longitud promedio de raíces con 1,2 mm. El enraizamiento se presentó por organogénesis directa.

**Palabras clave:** *Cinchona officinalis* L., inducción, enraizamiento, explantes, balance hormonal.



## ABSTRACT

*Cinchona officinalis* L., National tree of Ecuador known for its medicinal properties against malaria, has limitations for in vivo propagation; that is why in vitro propagation is presented as an alternative technique for the multiplication and conservation of the species. In this context, two trials were installed with seven treatments each. In the first, the auxin hormonal balance composed of IBA and 2,4-D was evaluated; and, in the second, the auxin (AIB) -cytokinin (BAP) interaction was evaluated, at concentrations of 0,5 and 1,0 mg L<sup>-1</sup>, respectively. The variables evaluated were: days to rooting, percentage of rooting, number of roots per explant and root length. Treatment T2 made up of 0,5 mg L<sup>-1</sup> of IBA + 0 mg L<sup>-1</sup> of BAP was the most effective, it presented 70 % rooting, obtained the highest number of roots per explant with 4.67 and reached the highest average root length with 1,2 mm. Rooting occurred by direct organogenesis.

**Keywords:** *Cinchona officinalis* L., induction, rooting, explants, hormonal balance.

## INTRODUCCIÓN

*Cinchona officinalis* L., planta medicinal conocida como quina o cascarilla, es una especie nativa del bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Oriental y Occidental de los Andes (Lozano, 2015). Entre las propiedades medicinales que posee se mencionan: la acción contra la malaria o paludismo, su acción astringente, es apropiada para las gangrenas, los problemas musculares (Fernández *et al.*, 2004), y su efecto positivo en la protección contra el cáncer de riñón (El Naggar, 2010). Dada su importancia histórica, en 1936 *C. officinalis* L., fue declarada por Misael Acosta Solís como “Planta Nacional del Ecuador” (Larreátegui y La Fuente, 2013).

Pese a la importancia histórica y económica que representó la especie para Loja y el país, no se ha dedicado mayores esfuerzos para su conservación, los bosques de cascarilla actualmente son escasos, debido a la sobreexplotación que sufrió la especie en el pasado (Tapia y De La Torre, 2013). *C. officinalis* L., presenta deficiente renegación natural, la cual no ha podido ser compensada con la utilización de técnicas convencionales de propagación; por un lado, el enraizamiento *in vivo* de estacas y acodos ha resultado deficiente (Jerez, 2017); y, por otro lado, el porcentaje de germinación de semilla es bajo, en sustrato de tierra se ha obtenido un porcentaje del 20 % (Montaño, 2016), mientras que al utilizar un sustrato de arena + tierra + turba en proporción 1:1:2, se ha obtenido el mayor porcentaje de germinación, con 30,74 % (Zari, 2018).

En este contexto, la propagación mediante el uso de la técnica de cultivo de tejidos vegetales *in vitro*, se constituye en una alternativa para propagar esta especie, debido a que permite incrementar su densidad poblacional por unidad de superficie, facilita la conservación del material biológico por periodos de tiempo prolongados, puede optimizar el uso de factores ambientales; y, conservar genotipos élites de especies promisorias (Domínguez *et al.*, 2008).

Por ello, la presente investigación se realizó con la finalidad de aportar al conocimiento del cultivo *in vitro* de *C. officinalis* L., en la fase de enraizamiento, posibilitando la generación de información de base, para el desarrollo de planes de recuperación y conservación de la especie en su hábitat natural.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La investigación se desarrolló en el Laboratorio de Micropropagación Vegetal de la Universidad Nacional de Loja, dentro del proyecto macro: “Procesos morfogénicos utilizando técnicas biotecnológicas, para la mejora genética de *Cinchona officinalis* L., en la provincia de Loja”.

### Selección del material vegetal

Se seleccionaron vitroplantas de *Cinchona officinalis* L., codificadas, provenientes del relicto boscoso del sector Uritusinga, árbol número cinco (figura 1). No fue necesario realizar la desinfección de las mismas, por cuanto las vitroplantas se desarrollaron en condiciones asépticas.



Figura 1. Vitroplantas de *C. officinalis* L.

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

### Preparación del medio de cultivo, para el balance hormonal auxínico de AIB y 2,4-D

El medio de cultivo estuvo constituido por las sales minerales de Murashige y Skoog (MS, 1962), suplementado con Tiamina  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , Mio-Inositol  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , BAP  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ , carbón activado  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , sacarosa como fuente de carbohidratos  $2,0 \%$ , agar como agente solidificante al  $0,6 \%$ . Los reguladores de crecimiento empleados fueron dos auxinas, Ácido Indol Butírico (AIB) y Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) en diferentes concentraciones (Tabla 1).

### Preparación del medio de cultivo, para el balance hormonal auxina (AIB)-citoquinina (BAP)

El medio de cultivo estuvo constituido por las sales minerales de Murashige y Skoog (MS, 1962), suplementado con Tiamina  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , Mio-Inositol  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , sacarosa como fuente de carbohidratos al  $2,0 \%$ , agar como agente solidificante al  $0,6 \%$ . Los reguladores de crecimiento empleados fueron Ácido Indol Butírico (AIB) y Bencil Amino Purina (BAP) en diferentes concentraciones (Tabla 1).

Tabla 1. Tratamientos evaluados para la inducción de raíces en explantes provenientes de vitroplantas de *C. officinalis* L.

Tratamientos	Reguladores del crecimiento			
	Ensayo 1		Ensayo 2	
	AIB (mg L <sup>-1</sup> )	2,4-D (mg L <sup>-1</sup> )	AIB (mg L <sup>-1</sup> )	BAP (mg L <sup>-1</sup> )
T0	0,0	0,0	0,0	0,0
T1	0,0	0,5	0,0	0,5
T2	0,5	0,0	0,5	0,0
T3	0,5	0,5	0,5	0,5
T4	0,5	1,0	0,5	1,0
T5	1,0	0,5	1,0	0,5
T6	1,0	1,0	1,0	1,0

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

En los dos ensayos se evaluó siete tratamientos incluido el testigo de control, con tres repeticiones cada uno. El pH del medio de cultivo se ajustó de 5.6 a 6.0 con HCL o NaOH 1 N. El medio de cultivo fue distribuido en frascos de vidrio a razón de 30 ml, posteriormente se esterilizó en autoclave a 120 °C de temperatura y 1,5 kg/cm<sup>2</sup> de presión, durante 20 minutos.

### Inoculación *in vitro* de explantes y condiciones de incubación

La inoculación *in vitro* de los explantes de *C. officinalis* L., se realizó en cámara de flujo laminar en condiciones de asepsia, con ayuda de materiales de disección (cajas petri, bisturís, tijeras y pinzas) estériles. Se diseccionaron los explantes de tres a cuatro centímetros de longitud, tomando en cuenta los ápices caulinares y segmentos nodales; posteriormente, se procedió a colocarlos a razón de dos explantes por frasco. Se identificó cada uno de los tratamientos, y fueron llevados al cuarto de incubación, donde permanecieron en un fotoperiodo de 16 horas luz y ocho horas de oscuridad, a una temperatura 23 °C, por el lapso de 90 días (Figura 2).

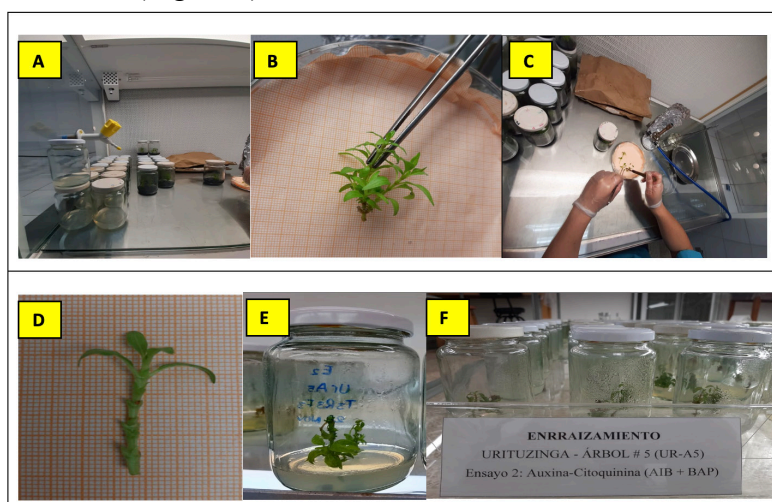


Figura 2. Inoculación *in vitro* de los explantes en el medio de cultivo MS-1962 + AIB y BAP. A) Materiales utilizados para la inoculación, B) Vitroplanta de *C. officinalis* L., C) Disección de los explantes, D) Explante, E) Identificación de frascos, F) Ensayo en área de incubación.

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

## Diseño experimental

Se utilizó un diseño completamente al azar (DCA), compuesto por siete tratamientos incluido el testigo de control, con tres repeticiones cada uno, a continuación, en la Tabla 2 se detallan las especificaciones del diseño experimental, implementado para la evaluación de los ensayos.

Tabla 2. Especificaciones del diseño experimental.

DESCRIPCIÓN	UNIDAD
Unidad experimental	Explante
Número de explantes frasco	2
Número de tratamientos	7
Número de repeticiones	3
Número total de frascos por repetición	5
Número total de unidades experimentales por repetición	10
Número total de frascos por tratamiento	15
Número de unidades experimentales por tratamiento	30
Número de frascos del ensayo	105
Número de unidades experimentales del ensayo	210

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

Las evaluaciones se realizaron por observación directa, con intervalos de cinco días, a partir del tercer día hasta los 90 días después de la inoculación *in vitro* de los explantes. En la Tabla 3 se muestran las variables evaluadas en cada objetivo.

Tabla 3. Variables evaluadas en la fase de inducción de raíces, en explantes de *C. officinalis* L.

VARIABLES	Balance hormonal de dos auxinas (AIB) y (2,4-D)	Balance hormonal auxina (AIB) y citocinina (BAP)
Días al enraizamiento		x
Porcentaje de enraizamiento	x	x
Número de raíces por explante	x	x
Longitud de raíces	x	x

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

## Análisis estadístico de datos

Los datos obtenidos de las variables evaluadas, se analizaron en el software IBM SPSS Statistics versión 2020 para probar supuestos de normalidad. En el software InfoStat versión 2019, se realizó un análisis de varianza con el objetivo de identificar la existencia de diferencias significativas en las medias y varianzas de cada uno de los tratamientos.

## RESULTADOS

**Enraizamiento *in vitro* de los explantes de *Cinchona officinalis* L.:** Los resultados obtenidos para el porcentaje de enraizamiento fueron relativamente bajos, en el primer ensayo donde se evaluó la concentración hormonal de dos auxinas, se alcanzó un porcentaje de enraizamiento de 10 %, en el tratamiento T6 (1,0 mg L<sup>-1</sup> AIB + 1,0 mg L<sup>-1</sup> 2,4-D); mientras tanto, en el segundo ensayo el tratamiento T2 (0,5 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de BAP) resultó ser más efectivo, presentó el mayor porcentaje de enraizamiento, con 70 % (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados de la variable porcentaje de enraizamiento en cada uno de los ensayos.

Tratamiento	Ensayo 1		Ensayo 2	
	AIB +2,4-D		AIB+BAP	
	Medias	Rangos	Medias	Rangos
T0	0,0	A	0,0	A
T1	0,0	A	0,0	A
T2	0,0	A	70,0	B
T3	6.67	A	0,0	A
T4	3.33	A	0,0	A
T5	3.33	A	0,0	A
T6	10,0	A	0,0	A

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

**Número de raíces por explante:** En cuanto a esta variable, en el primer ensayo donde se evaluó la concentración hormonal de dos auxinas, el tratamiento T6 (1,0 mg L<sup>-1</sup> AIB + 1,0 mg L<sup>-1</sup> 2,4-D) formó en promedio 0,3 raíces por explante; mientras que, en el segundo ensayo en el cual se evaluó la concentración hormonal auxina-citocinina, el tratamiento T2 (0,5 mg L<sup>-1</sup> AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> BAP) formó un mayor número promedio con 4.67 raíces (Tabla 5).

Tabla 5. Número de raíces por explante en los tratamientos de cada ensayo.

Tratamiento	Ensayo 1		Ensayo 2	
	AIB +2,4-D		AIB+BAP	
	Medias	Rangos	Medias	Rangos
T0	0,0	A	0,0	A
T1	0,0	A	0,0	A
T2	0,0	A	4.67	B
T3	0,1	A	0,0	A
T4	0,2	A	0,0	A
T5	0,07	A	0,0	A
T6	0,3	A	0,0	A

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

**Longitud promedio de raíces por explante:** En el primer objetivo el tratamiento T4 conformado por 0,5 mg L<sup>-1</sup> (AIB) + 1,0 mg L<sup>-1</sup> (2,4-D), alcanzó una longitud promedio de raíces de 0,8 mm; mientras que, en el segundo objetivo el tratamiento T2 compuesto por 0,5 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de BAP alcanzó una longitud mayor, con un valor de 1,2 mm (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados de la variable longitud de raíces por explante.

Tratamiento	Ensayo 1		Ensayo 2	
	AIB +2,4-D		AIB+BAP	
	Medias	Rangos	Medias	Rangos
T0	0,0	A	0,0	A
T1	0,0	A	0,0	A
T2	0,0	A	1,2	B
T3	0,7	A	0,0	A
T4	0,8	A	0,0	A
T5	0,1	A	0,0	A
T6	0,2	A	0,0	A

Fuente: Proyecto de Investigación Cinchona-LMV-UNL y Cueva, C. 2020

En los tratamientos donde se probó la interacción auxina (AIB)-citocinina (BAP), se evidenció un efecto positivo en la formación de callo, más no en la formación de raíces adventicias en los explantes, presenciándose en estos tratamientos la formación de callo en la base de los explantes, a partir de los 18 días.

## DISCUSIÓN

**Enraizamiento *in vitro* de los explantes de *Cinchona officinalis* L.:** Los resultados obtenidos en el primer ensayo con el T6 (1,0 mg L<sup>-1</sup> AIB + 1,0 mg L<sup>-1</sup> 2,4-D) se obtuvo el 10 %; mientras que, en el segundo ensayo el T2 (0,5 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de BAP) obtuvo el 70 %, es superior al obtenido por Paredes (2019) quien en un ensayo sobre enraizamiento *in vitro* de *C. officinalis* L., alcanzó los mejores resultados en la concentración hormonal conformada por 2,0 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de BAP, con un porcentaje de enraizamiento de 46.11 %. El enraizamiento se presentó por organogénesis directa, que según Randel *et al.* (2015), consiste en la propagación a partir de explantes, sin fases intermedias y se induce artificialmente por medio de reguladores del crecimiento, generalmente empleando auxinas como ANA, AIA, 2,4-D y citoquininas; así también, Díaz (2012) en un estudio sobre enraizamiento *in vitro* de explantes de *Cedrela montana*, al utilizar la hormona AIB en concentraciones de 1,0 mg L<sup>-1</sup>, presentó enraizamiento de explantes por organogénesis directa. Las auxinas estimulan la formación de raíces *in vitro* en explantes de *C. officinalis* L., reafirmando lo señalado por Burgos *et al.* (2009) quienes manifiestan que el efecto de las auxinas produce fenómenos de iniciación y temprano desarrollo de raíces, incluso estimulación de raíces secundarias. De la misma manera, Castrillón *et al.* (2008) manifiestan que el uso de reguladores de crecimiento es una de las prácticas más comunes para inducir la formación de raíces adventicias, y los más usados son las auxinas, como los ácidos indolacético (AIA), naftalenacético (ANA) e indolbutírico (AIB); por tanto, la presencia de auxinas en el medio de cultivo es indispensable para la formación de raíces *in vitro*, y establece la posibilidad de mantener el potencial rizogénico de la especie en condiciones *ex vitro* (Uribe *et al.*, 2012).

**Número de raíces por explante:** En el primer ensayo el T6 (1,0 mg L<sup>-1</sup> AIB + 1,0 mg L<sup>-1</sup> 2,4-D) formó 0,3 raíces por explante; y, en el segundo ensayo el T2 (0,5 mg L<sup>-1</sup> AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> BAP) formó un número promedio con 4.67 raíces, resultado que fue superior al obtenido por Chamba (2017) quien al probar la hormona AIB en una concentración menor de 0,1 mg L<sup>-1</sup> de AIB, obtuvo un número promedio de 0,24 raíces. De igual manera, este resultado fue mayor al obtenidos por Paredes (2019), quien al probar la misma hormona AIB en una concentración mayor, formada por 2 mg L<sup>-1</sup> de AIB, alcanzó la formación de 2,77 raíces promedio por explante.

**Longitud promedio de raíces por explante:** En el primer ensayo el T4 (0,5 mg L<sup>-1</sup> AIB + 1,0 mg L<sup>-1</sup> 2,4-D), alcanzó un promedio de raíces de 0,8 mm; y, en el segundo ensayo el T2 (0,5 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de BAP) alcanzó 1,2 mm, resultados inferiores al obtenido por Paredes (2019), quien al aplicar la hormona AIB en concentración de 2 mg L<sup>-1</sup>, en explantes de *C. officinalis* L., provenientes del Sector Uritusinga, consiguió una longitud promedio de la raíces por explante de 2 mm, sin embargo, es una longitud pequeña para la adaptación *ex vitro* de las vitroplantas.

Cabe señalar, que en los tratamientos donde se probó la interacción de una auxina (AIB) y una citocinina (BAP), se evidenció formación de callo, más no de raíces adventicias en los explantes. Información que coincide por lo mencionado por Montoya (1991), quien señala que la formación de tejido callogénico puede ser estimulada por una variedad de auxinas a diferentes concentraciones, pero en muchos casos se hace necesario la interacción de una citocinina, para romper el balance hormonal endógeno y estimular una mayor formación de callo, en los explantes inoculados *in vitro*. Además, Guartanza (2019), en un estudio realizado sobre inducción de callos en *C. officinalis* L., comprobó que al combinar una auxina y una citocinina, se incrementó la formación de tejido callogénico en los explantes.

## CONCLUSIONES

En fase de enraizamiento *in vitro* de explantes de *C. officinalis* L., en la que se probó la combinación de dos auxinas, la concentración hormonal conformada por 0,5 mg L<sup>-1</sup> de AIB + 0 mg L<sup>-1</sup> de 2,4-D, perteneciente al tratamiento T2, fue el único tratamiento donde se alcanzó el mayor porcentaje de enraizamiento con un valor de 70 %, un promedio de 4.67 raíces por explante y una longitud promedio de las raíces de 1,2 mm, lo que significa que el número de raíces por explante fue abundante, pero el tamaño de las mismas fue pequeño.

El enraizamiento *in vitro* en los explantes de *C. officinalis* L., se presentó mediante organogénesis directa, es decir, que no existió una fase intermedia de formación de estructuras callogénicas.

En la mayoría de los tratamientos con la interacción auxina (AIB) y citocinina (BAP), a los 18 días de evaluación se obtuvo la formación de callo en la base de los explantes, más no la formación de raíces adventicias.

## AGRADECIMIENTOS

A las Autoridades de la Universidad Nacional de Loja, y al Equipo Técnico del Laboratorio de Micropropagación Vegetal y del Proyecto de Investigación Cinchona, por el apoyo financiero, técnico, logístico y humano brindado para la ejecución de la presente investigación.

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Dirección del trabajo de investigación, planificación de actividades, redacción y revisión de las versiones del documento hasta la versión final, Ing. Víctor Hugo Eras Guamán, e Ing. Magaly Yaguana Arévalo; Trabajo de laboratorio y levantamiento de información de ensayos, Ing. Magaly Yaguana Arévalo, Ing. Ruth Alexandra Poma Angamarca e Ing. Claudia Milena Cueva Coronel; levantamiento de información, análisis, interpretación, y redacción del manuscrito, Dr. Jose Antonio Moreno Serrano e Ing. Claudia Milena Cueva Coronel; apoyo técnico y logístico en el Laboratorio de Micropropagación Vegetal, Ing. Magaly Yaguana Arévalo e Ing. Ruth Alexandra Poma Angamarca.

**CONFLICTO DE INTERESES:** No existe conflicto de intereses en los autores del presente manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- Burgos, A., Cenóz, P., y Prause, J. (2009). *Efecto de la aplicación de auxinas sobre el proceso de enraizamiento de estacas de dos cultivares de mandioca*. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3358191>
- Castrillón, J., Carvajal, E., Ligarreto, G., y Magnitskiy, S. (2008). *El efecto de auxinas sobre el enraizamiento de las estacas de agraz*. Colombia. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/agc/v26n1/v26n1a03.pdf>
- Chamba, L. (2017). *Procesos biotecnológicos para el brotamiento y enraizamiento de Cinchona officinalis L., a partir de vitroplantas*. Loja. Recuperado de <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/18546/1/LORENA%20MELANIA%20CHAMBA%20GRANDA.pdf>
- Díaz, G. (2012). *Procesos morfogénicos in vitro de cedro (Cedrela montana Moritz ex Turcz.) inducidos, a partir de semillas, para propagación y conservación de germoplasma*. Loja, Ecuador. Recuperado de <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/5343>
- Domínguez, M., González, M., Citlali, G., César, Q., Díaz, S., Milreles, S., y Pérez, E. (2008). *El cultivo in vitro como herramienta para el aprovechamiento, mejoramiento y conservación de especies del género Agave*. Aguascalientes. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/674/67404109.pdfv>
- El Naggar. (2010). *Study on the effect of Cinchona officinalis in the protection of kidney from cancer*. Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Study-on-the-Effect-of-Cinchona-officialis-in-the-ElNaggar/7d8e1b0ae0f882451416b8bc52b7e8c1dcadf2df>
- Fernández, J., Jiménez, C., y Fonfría, J. (2004). *Las quinas de Caldas*. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/41517195\\_Las\\_quinas\\_de\\_Caldas](https://www.researchgate.net/publication/41517195_Las_quinas_de_Caldas)
- Guartanza, J. (2019). *Procesos biotecnológicos para la implantación e inducción de callos en explantes de Cinchona officinalis L., a partir de plántulas del invernadero, a nivel de laboratorio en la provincia de Loja*. Loja, Ecuador. Recuperado de <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/22640/1/JESSICA%20ALEJANDRA%20GUARTANZA%20LOJA.pdf>
- Jerez, E. (2017). *Propagación sexual y asexual de la cascarilla (Cinchona officinalis L.), con fines de potencial reproductivo en el vivero catiglata del consejo provincial de Tungurahua*. Tungurahua. Recuperado de <http://dspace.espoeh.edu.ec/bitstream/123456789/7663/1/33T0170.pdf>
- Larreátegui, D., y La Fuente, L. (2013). *El Árbol de quina, 400 años de su descubrimiento en el Ecuador*. Recuperado de <https://www.google.com/search?ei=xpnrXZxIq6atgXlpxjQAg&q=El+Árbol+de+quina%2C+400+años+de+su+descubrimie>
- Lozano, P. (2015). *Especies forestales arbóreas y arbustivas de los bosques montanos del Ecuador*. Quito. Recuperado de <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/55826.pdf>
- Montoya, L. (1991). *Cultivo de tejidos vegetales*. Recuperado de <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20,500,12220/1514>
- Montaño, M. (2016). *Propagación in vivo de Cinchona officinalis L., a partir de material vegetal sexual y asexual, con fines de conservación de la especie*. Loja. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/318915610\\_MULTIPLICACION\\_SEXUAL\\_Y\\_ASEXUAL\\_DE\\_Cinchona\\_officialis\\_L\\_CON\\_FINES\\_DE\\_CONSERVACION\\_DE\\_LA\\_ESPECIE](https://www.researchgate.net/publication/318915610_MULTIPLICACION_SEXUAL_Y_ASEXUAL_DE_Cinchona_officialis_L_CON_FINES_DE_CONSERVACION_DE_LA_ESPECIE)
- Murashige, T., y Skoog, F. (1962). A revised medium for rapid growth and bio assays with tobacco tissue cultures. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1399->



- Paredes, D. (2019). *Balance hormonal para la fase de brotación y enraizamiento in vitro de explantes de cinchona officinalis L., proveniente de relictos boscosos de la provincia de Loja*. Loja. Recuperado de <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques/article/view/586>
- Randel, M., Borys, C., y Naivy, P. (2015). *Organogénesis in vitro en el género Digitalis*. Santa Clara, Villa Clara, Cuba.
- Tapia, J., y De la Torre, R. (2013). *Estudio de factibilidad para la producción orgánica y comercialización de Quina (Cinchona officinalis) en el cantón Loja*. Quito. Recuperado de <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/2482>
- Uribe, M., Ulloa, J., Delaveau, C., Sáez, K., Muñoz, F., y Cartes, P. (2012). *Influencia de las auxinas sobre el enraizamiento in vitro de microtallos de Nothofagus glauca*. Recuperado de [https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0717-66432012000100010&script=sci\\_arttext&tlng=es](https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0717-66432012000100010&script=sci_arttext&tlng=es).
- Zari, J. (2018). *Evaluación de la germinación de semillas y potencial reproductivo de Cinchona officinalis L., provenientes de relictos boscosos de la provincia de Loja*. Loja. Recuperado de <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/21550/1/Jimmy%20Javier%20Zari%20Arévalo.pdf>

## Bosques y sustentabilidad

## Forests and sustainability

Rodrigo Severo Arce Rojas <sup>1\*</sup>

1. Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú  
Autor para correspondencia: rarcerojas@yahoo.es

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1124>

RECIBIDO: 20/11/2021

APROBADO: 15/12/2021

## RESUMEN

Este artículo reflexivo está orientado a entender de qué manera la discusión sobre la sustentabilidad del desarrollo está relacionado con el entendimiento y las prácticas de sustentabilidad en los bosques con el propósito de contribuir a fortalecer la institucionalización de los enfoques y prácticas de sustentabilidad en el sector forestal. Se realiza una revisión bibliográfica a la que se suma la experiencia del autor en formulación de políticas públicas forestales. De la reflexión se concluye que el entendimiento del proceso histórico de la concepción de la sustentabilidad del desarrollo contribuye a una mejor comprensión de los enfoques y prácticas de sustentabilidad en los bosques. Aunque en el Perú existen algunos honrosos casos de sustentabilidad del manejo forestal no es posible generalizarlo. Esta situación demanda retomar con profesionalismo y ética la búsqueda de la sustentabilidad forestal con pleno compromiso por la vida humana y no humana.

**Palabras clave:** Complejidad, ética forestal, filosofía, manejo forestal, sostenibilidad.

## ABSTRACT

This reflective article aims to understand how the discussion on the sustainability of development is related to the understanding and practices of sustainability in forests with the purpose of contributing to strengthen the institutionalization of sustainability approaches and practices in the forestry sector. A bibliographic review is carried out, to which the author's experience in the formulation of forest public policies is added. From the reflection it is concluded that the understanding of the historical process of the conception of development sustainability contributes to a better understanding of the approaches and practices of sustainability in forests. Although in Peru there are some honorable cases of sustainability in forest management, it is not possible to generalize it. This situation demands to resume with professionalism and ethics the search for forest sustainability with full commitment to human and non-human life.

**Key words:** Complexity, forestry ethics, philosophy, forest management, sustainability.

## INTRODUCCION

La crisis civilizatoria tiene como uno de sus orígenes el enfoque antropocéntrico que separa el ser humano y reduce la naturaleza a recurso para la satisfacción de las necesidades humanas (Maldonado, 2020). Esta pérdida de empatía ambiental ha tenido consecuencias dramáticas para los ecosistemas y la vida silvestre. Aunque ante las evidencias de los límites al crecimiento infinito, en un planeta con dones finitos, se generaron propuestas para relativizar la dimensión económica y hacerla más compatible con las dimensiones sociales y ambientales. De ahí surge el concepto de sostenibilidad o de sustentabilidad que ha marcado la agenda planetaria. Sin desconocer los grandes logros alcanzados todavía subsisten grandes brechas que se traduce en grandes desigualdades sociales, alteración y degradación de ecosistemas y exterminio de especies.

Otro elemento a tomar en cuenta para entender la crisis civilizatoria refiere al marco epistemológico que ha generado una ciencia disyuntiva, reduccionista, mecanicista y lineal, que sin desconocer los grandes avances tecnocientíficos que ha permitido dotarle de poder insospechado a la humanidad, no ha podido hacer frente a la complejidad de la realidad entrelazada (González, 2011).

Para entender la vinculación entre los bosques y la sustentabilidad es necesario hacer un recuento histórico y ubicar el contexto en el que se desarrolló las ciencias forestales. Aunque el enfoque disciplinario ha cumplido un rol importante para lo que podría llamarse el desarrollo forestal, los retos planetarios de los tiempos exigen la necesaria ampliación de la mirada para no quedarse únicamente en una perspectiva de atención a las industrias forestales y tomar el reto de afrontar la complejidad de la realidad planetaria, en la que los bosques juegan un importante rol (Dourojeanni, 2020).

El presente artículo reflexiona sobre las relaciones entre los bosques y la sustentabilidad con el propósito de contribuir a las propuestas orientadas a dar pistas para configurar elementos del posdesarrollo que lleven a superar un modelo de desarrollo hegemónico que se resiste a cambiar sus apuestas por el crecimiento económico infinito, traducido en un modo de producir, distribuir y consumir que resultan insostenibles (Maldonado, 2012).

## MATERIALES Y METODOS

El presente artículo es de naturaleza cualitativa e interpretativa. Se ha realizado una revisión bibliográfica dirigida a establecer la relación entre bosques y sustentabilidad. Para ello se ha revisado bases de datos como Redalyc, ProQuest, Researchgate y Google académico. Las palabras o frases de búsqueda fueron "sustentabilidad", "manejo forestal sostenible", "desarrollo sostenible", entre otros. La pregunta que guio la reflexión fue ¿De qué manera la discusión sobre la sustentabilidad del desarrollo está relacionado con el entendimiento y las prácticas de sustentabilidad en los bosques?. Para dar respuesta a la pregunta

primero se ha tratado sobre la sustentabilidad de manera general y luego se ha tratado la sustentabilidad en los bosques para terminar con una propuesta de ampliación de la mirada forestal. Se aclara que la reflexión se hace desde la experiencia peruana, pero se ha tomado en cuenta la revisión bibliográfica en el ámbito Latinoamericano y el marco temporal es amplio en tanto interesa conocer la perspectiva histórica.

## ■ RESULTADOS

### Sustentabilidad

La palabra sustentabilidad evoca varios significados: una primera idea tiene que ver con sostenido, permanente, perdurable o perpetuo, una segunda idea con sostenible, defendible, razonable, y una tercera idea con sostener, sujetar desde abajo o mantenerse por sí mismo (Cortés y Peña, 2015).

Aunque hay autores que diferencian entre sostenibilidad y sustentabilidad en la práctica se entrecruzan por lo que para efectos del presente artículo principalmente se usará el término sustentabilidad. En la misma dirección Gudynas (2011) no hace diferencias entre sostenible, sostenido y sustentable. Específicamente los Objetivos de Desarrollo de las Naciones Unidas son catalogados como sostenibles (ODS 2030). Zarta (2018) señala que cuando se hace alusión a la integración se debe referir a lo sustentable y cuando se refiere a cada una de las dimensiones por separado debería catalogarse como sostenible y por ello prefiere el término de sustentable antes que sostenible.

Pese que el concepto de sustentabilidad fue generado formalmente en 1987 con el Informe Brundtland hasta ahora no hay un consenso sobre lo que implica. Es así que se menciona que es un concepto polisémico, flexible y dinámico que está en construcción (Macías y Téllez, 2016). Por su parte Sánchez (2019) afirma que la sustentabilidad es un adjetivo disfrazado de sustantivo, es tanto un objetivo como un medio y es un conjunto de medios para lograr una meta. Precisamente su carácter abierto ha generado críticas en el sentido que puede significar todo y nada a la vez. En otras ocasiones se señala que el concepto es tan maleable que se acomoda a los intereses de los diversos actores según conveniencia y por ello es llamado un “concepto a la carta.” La figura 1 muestra los diversos sentidos que evoca el concepto de sustentabilidad.



Figura 1. Diversos sentidos que evoca el concepto de sustentabilidad.

El concepto de sustentabilidad está muy ligado al desarrollo por lo que es imprescindible discutirlo como par integrado. Inicialmente el concepto de desarrollo sostenible hacía mención a un equilibrio en las dimensiones ambientales, económicas y sociales. En la práctica esto no ha sucedido así y a lo largo la dimensión económica ha subordinado a las dimensiones sociales y ambientales. Posteriormente se ha propuesto una ampliación de las dimensiones y se han señalado la importancia de considerar los aspectos institucionales o culturales. Para Elizalde, citado por Arias (2011: 112):

La dimensión ecoambiental hace referencia a la relación con el medio ambiente construido o modificado por la intervención humana, la dimensión cultural habla sobre la relación entre identidad cultural y los sistemas del lenguaje, la dimensión política indaga por la relación con el Estado, las relaciones de poder gobernabilidad y legitimidad, la dimensión económica relaciona el mercado, el crecimiento, la producción de bienes y servicios y el consumo, el ahorro y la inversión. Finalmente, la dimensión social hacer referencia a la relación entre la sociedad civil y los actores y movimientos sociales.

Pero más allá de incrementar las dimensiones de la sustentabilidad, el referente más importante a la fecha refiere a los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible que reflejan en una perspectiva sistémica (persona-sociedad-planeta) aunque en la práctica resulta difícil su abordaje complejo por cuanto en el modelo civilizatorio prima el enfoque sectorial y disciplinario. Macías y Téllez (2006: 24) señalan que en la práctica no es posible maximizar todos los objetivos deseados simultáneamente por lo que de todas maneras hay que establecer prioridades lo que deriva en el hecho que su aplicación debe ajustarse a cada contexto. De ahí que se hable de la necesidad de lograr un balance entre la viabilidad económica y la equidad social (Sánchez, 2021).

La imprecisión de la conceptualización de la sustentabilidad ha llevado legítimamente a cuestionarse ¿sustentabilidad de qué? o ¿Sustentabilidad de quién? ¿Del planeta? ¿De la gente? ¿De la economía?. Maldonado (2017) evidencia que la sostenibilidad representa al capitalismo remozado que aunque se ha enverdecido no logra superar el modo de vida, de trabajo, de producción, distribución y consumo que ha llevado a la actual crisis planetaria.

Cuando se habla de sustentabilidad también se alude a sus diversos alcances, así se habla de sustentabilidad global (el planeta), sustentabilidad local, sustentabilidad parcial (forestal, agua o agricultura como ejemplos) (Confederación Sindical de Comisiones Obreras, 2005).

Aunque es cierto que las diversas propuestas de desarrollo posteriores han acusado recibo de estas críticas y han ido incorporando en mayor o menor medida las cuestiones sociales y ambientales lo que es cierto es que incluso los Objetivos de Desarrollo Sostenible, aunque más integrales, no modifican la centralidad del crecimiento económico y el consumo. Es por ello que Elizalde (2006) considera que no se puede hablar de sustentabilidad si es que no se revisan los marcos paradigmáticos hegemónicos que son excluyentes y opresores.

Es por eso que se puede reconocer diferentes intensidades de sustentabilidad: insostenibilidad, sostenibilidad débil, sostenibilidad fuerte y sostenibilidad súper fuerte (Gudynas, 2011). Es así cómo se ha podido apreciar el tránsito de una perspectiva antropocéntrica hacia una biocéntrica y ecocéntrica. El pensamiento latinoamericano no ha estado ajeno a este proceso reflexivo y ha propuesto una visión más reflexiva y transformadora del concepto de sustentabilidad socioecológica en el marco del pensamiento decolonial (Vanhulst, 2019). No se debe dejar de mencionar, sin embargo, que la sustentabilidad exige restricciones a estilos convencionales de vida por lo que genera resistencias (Sánchez, 2021).

No es sino en recientes propuestas que se han diversificado las dimensiones de la sustentabilidad. Así Ben-Eli (2015) a las clásicas dimensiones económicas y sociales, cambia la dimensión ambiental por la dimensión de la vida y adicionalmente reconoce la dimensión material y espiritual. Ben-Eli (2015, 2) alude a una dimensión material (que constituye la base para regular el flujo de materias y energía que

sustentan la existencia), una dimensión de la vida (que proporciona la base para un comportamiento apropiado en la biósfera con respeto a otras formas de vida) y una dimensión espiritual (que proporciona la orientación de actitud necesaria y la base para un código de ética universal). Esta forma de organizar las dimensiones de la sustentabilidad rompe el esquema convencional y aborda un enfoque complejidad que reconoce el valor intrínseco de la vida en todas sus manifestaciones e incorpora explícitamente un énfasis ético ausente en otras versiones de desarrollo. Como señala Gudynas (2015) el enfoque ético es fundamental para lograr los cambios políticos necesarios orientados a la sustentabilidad. También es destacable la incorporación de la entropía como elemento a tener en cuenta en la sustentabilidad. La tabla 1 muestra la evolución del concepto de sustentabilidad.

Tabla 1. Evolución del concepto de sustentabilidad

Concepto	Descripción
Desarrollo Sostenible en el informe Bruntland	El desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades (Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo, 1988).
Desarrollo Humano Sostenible de PNUD.	El desarrollo humano sostenible es el desarrollo que no sólo suscita un crecimiento económico, sino que también distribuye equitativamente sus beneficios; que regenera el medio ambiente en lugar de destruirlo; que fomenta la autonomía de las personas en lugar de marginarlas (PNUD, 2014)
Sustentabilidad	Un equilibrio dinámico en el proceso de interacción entre una población y la capacidad de carga del entorno, en el que la población se desarrolla para expresar su máximo potencial sin producir efectos adversos e irreversibles sobre la capacidad de carga del entorno del cual depende (Ben Eli, 2015).

La firme creencia a los postulados del desarrollo ha derivado en desarrollismo, la visibilización de los impactos ambientales y sociales negativos ha llevado al reconocimiento del maldesarrollo. Las propuestas que van más allá del desarrollo (el posdesarrollo) o resignifican el sentido del desarrollo (como el de desarrollo regenerativo o el biodesarrollo) o simplemente plantean propuestas que no aluden al desarrollo sino a otras concepciones como el Buen Vivir.

Mientras la palabra sustentabilidad está fuertemente asociada al desarrollo convencional las alternativas al desarrollo como el Buen Vivir tiene como palabra central la armonía: armonía con uno mismo, armonía con la sociedad, armonía con la naturaleza y armonía con el cosmos. En este caso la armonía hace alusión a los equilibrios dinámicos de la realidad entretejida. Se podría argumentar que la concepción inicial de equilibrio del desarrollo sostenible en las dimensiones sociales, ambientales y económicas son equivalentes al concepto de armonía del Buen Vivir en realidad no lo son porque el concepto de sustentabilidad está ligado a una concepción antropocéntrica mientras que la armonía convocada por el Buen Vivir obedece a una concepción biocéntrica e incluso ecocéntrica. Una perspectiva antropocéntrica del desarrollo se encuentra por ejemplo en la actitud de maximización de los beneficios de aprovechamiento de los bosques aunque se mencione que se haga sin perjudicar al ambiente.

La figura 2 muestra la evolución esquematizada del concepto de desarrollo y su relación con la intensidad de sustentabilidad. Nótese el giro desde al desarrollo hacia alternativas al desarrollo como el Buen Vivir. Además se aprecia el giro desde una sustentabilidad débil hacia una sustentabilidad fuerte/súper fuerte. Va paralelo a una perspectiva de ecología superficial hacia una ecología profunda/ecología integral.

				Buen vivir
			Biodesarrollo	
		Desarrollo Humano Sostenible	Desarrollo regenerativo	
Desarrollo	Desarrollo Sostenible Ecodesarrollo		Desarrollo ampliado (Laboratorio de la Sustentabilidad; Michael Ben-Eli)	
Desarrollo				Postdesarrollo (Alternativas al desarrollo)
Sustentabilidad débil Sustentabilidad fuerte/súper fuerte				

Figura. 2. Evolución del concepto de desarrollo y su relación con la intensidad de sustentabilidad

Se aprecia entonces un cambio de orientación desde una relación colonizadora y mercantilista de la naturaleza hacia una relación de convivencia y de respeto. En esta perspectiva biocéntrica y cosmocéntrica cobra sentido las propuestas que demandan una ética del cuidado extendida hacia la naturaleza. Es lo que los pueblos indígenas conocen como relaciones de colaboración, respeto y complementación en perspectiva de ontología relacional o de la continuidad.

### Bosques y sustentabilidad

Históricamente el concepto de sustentabilidad tiene como origen el concepto de rendimiento sostenido usado por los silvicultores europeos aunque principalmente orientado al mantenimiento de la productividad, mantenimiento de las condiciones ecológicas, mantenimiento de la biodiversidad entre otros aspectos, pero no había alcanzado la complejidad de las definiciones actuales del manejo forestal sostenible (Torres, 1998, 6). La definición de desarrollo sostenible brindada por la Comisión Brundtland puede aplicarse al manejo forestal sustentable señalando que refiere a “la utilización de los recursos forestales para beneficio de las generaciones presentes, sin comprometer la capacidad de los bosques para generar beneficios para las generaciones futuras [...] Posteriormente se empezó hablar del uso múltiple de los bosque.” (Návar s.f., 5). Maini (s.f) diferencia el concepto de rendimiento sostenido de desarrollo sostenible:

...el rendimiento sostenido está asociado con un flujo constante y perpetuo de madera para uso de la humanidad, el desarrollo sostenible de los bosques es algo mucho más amplio, que incorpora la gestión integral de bosques, el mantenimiento de la integridad ecológica del ambiente forestal, y cierta amplitud de miras para el porvenir.

En diciembre de 2007 la Asamblea General de las Naciones Unidas definió la gestión forestal sostenible como un concepto dinámico en evolución que tiene por objetivo mantener y aumentar el valor económico, social y medioambiental de todos los tipos de bosques, en beneficio de las generaciones presentes y futuras. Consta de siete puntos característicos: (i) extensión de los recursos forestales; (ii) diversidad biológica forestal; (iii) salud y vitalidad de los bosques; (iv) funciones productivas de los recursos forestales; (v) funciones de protección de los recursos forestales; (vi) funciones socioeconómicas de los bosques; y (vii) marco normativo, institucional y de políticas (ONU 2008, Resolución 62/98, citado por la Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2009, 8).

El concepto de gestión forestal sostenible implica: i) la producción de un flujo continuo de productos y servicios forestales deseados, ii) mantener su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial de cumplir, ahora y en el futuro, funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes, a escala local, nacional y global, iii) no producir efectos indeseables en el entorno social y medioambiental (Nájera, 2015, 31).

Para el caso peruano, el artículo 44 de la Ley N° 29763, Ley Forestal y de Fauna Silvestre, menciona que “Se entiende por manejo forestal las actividades de caracterización, evaluación, investigación, planificación, aprovechamiento, regeneración, reposición, enriquecimiento, protección y control del bosque y otros ecosistemas de vegetación silvestre, conducentes a asegurar la producción sostenible de bienes, la provisión sostenible de servicios y la conservación de la diversidad biológica y el ambiente.” (SERFOR, 2015). Una visión parcial refiere a las buenas prácticas de Manejo Forestal Sostenible, o “buen manejo forestal”, referida a “las mejores soluciones, mejores métodos, procedimientos más adecuados, prácticas recomendables, de manejo forestal sostenible.” (Guariguata, 2009; AIDER, 2017, 6).

BOLFOR (1996, 13) al reflexionar sobre el camino hacia el Manejo Forestal Sostenible reconoce como componentes del desarrollo sostenible: el económico, el socio-cultural, el ecológico-ambiental, y el político-institucional y lo ubica como un objetivo de largo plazo y una hipótesis de trabajo.

Gadow et al. (2004, 3) señalan que el manejo forestal es incierto por naturaleza y por tanto tiene que ser adaptativo, como tal para pueda lograrse un manejo forestal sostenible debe aplicarse buena ciencia que no se restringe a las ciencias forestales sino que también “requiere integrar la experiencia de diferentes disciplinas científicas, incluyendo las humanidades, la física, la ingeniería y las ciencias biológicas, no necesariamente en ese orden.” Esta perspectiva ya había sido señalada por Merenson (1999) quien mencionaba que el manejo forestal sustentable no debe reducirse únicamente a aspectos dasonómicos sino que habría que comprender el contexto general incluyendo las aristas económicas, sociales, políticas y culturales. FAO (2005), citado por Meza (2005, 10) demandaba que para lograr el manejo forestal sostenible se requiere diálogo entre el sector agricultura (que incluye al sector forestal) con los sectores de infraestructura, transporte, energía y otras actividades extractivas.

Zavala (2003) señalaba que la propia definición de manejo forestal sostenible no está exenta de ambigüedades tanto en el plano teórico como en el operativo. La propia palabra manejo hace referencia a la concepción mecanicista sobre la naturaleza aludiendo a la posibilidad de conocerla, dominarla y ponerla al servicio de la satisfacción de las necesidades de los seres humanos. Aunque en el manejo forestal hay consideraciones de conservación y de restauración no se hace un reconocimiento explícito del valor intrínseco de la vida. Este reconocimiento cobra más sentido ahora que los avances científicos han demostrado que los animales (al menos los que poseen sistema nervioso central) tienen sintiencia y que las plantas tienen inteligencia y sensibilidad.

No obstante, todavía las concepciones del Manejo Forestal Sostenible aún se mantienen en perspectiva disciplinaria pues según FAO “Se trata del uso responsable del bosque, las actividades y prácticas aplicables para el rendimiento sostenible, la reposición mejoramiento cualitativo y cuantitativo de los recursos y el mantenimiento del equilibrio del ecosistema.” (MARENA, 2015, 20).

La figura 3 muestra la evolución del concepto de manejo forestal y su relación con la intensidad de sustentabilidad. Si bien es cierto que el gráfico muestra una línea evolutiva no debería interpretarse como etapas superadas pues estas etapas pueden verificarse traslapadas en el espacio y en el tiempo. La forestería ética es más bien aspiracional y tiene como característica que de una visión de recurso forestal (bien o servicio) se pasa a una visión de valoración del valor intrínseco de la vida y de convivencialidad entre el ser humano y los bosques.



				Forestería ética
			Manejo forestal sostenible certificado	
	Manejo forestal	Manejo forestal sostenible		
Explotación forestal (sin manejo)				
Desarrollo				Postdesarrollo
Sustentabilidad débil		Sustentabilidad fuerte/súper fuerte		

Figura. 3. Evolución del concepto de manejo forestal y su relación con la intensidad de sustentabilidad

Aunque, como se ha señalado anteriormente, la palabra sustentabilidad está asociada a la gestión forestal, ha habido discusiones si es que el manejo forestal podría ser genuinamente sostenible y al reconocer que la intervención humana sobre los bosques de todas maneras genera un impacto entonces a lo máximo que se podría esperar es a un manejo forestal responsable. En otros casos se ha afirmado que la sustentabilidad es más una guía de actuación y por tanto se reconocería a la sustentabilidad como un proceso. En esa dirección Gonzáles (2012, 7) entiende la sustentabilidad forestal:

... como un justo medio entre lo que “se desea” efectuar con el ambiente, a partir de cualquier tipo de manejo, y lo que “es posible” hacer respecto a su capacidad de sostenimiento, precisamente como fiel de la balanza, la sustentabilidad es lo que “se debe” lograr como responsabilidad social, económica y ecológica.

Aguirre (2015, 26) considera que “en el siglo XXI, el manejo forestal deberá seguir avanzando hacia la sustentabilidad, teniendo en mente que esta meta es alcanzable a diferentes escalas, por diferentes actores y mediante diferentes estrategias, herramientas y prácticas; no existe un modelo único.” En una perspectiva optimista John B. Nittler señalaba que “... sí es posible el manejo forestal sostenible, en términos técnicos, ecológicos, económicos y sociales.” (BOLFOR, 1996, 5).

El enfoque enfáticamente economicista del manejo forestal se traduce en los siguientes aspectos: i) la diferencia entre especies comerciales y las especies con menor valor o sin valor comercial, ii) la orientación hacia mayores rendimientos, producción y competitividad, iii) el interés en incorporar las especies forestales menos conocidas al mercado, iv) la necesidad de incrementar la producción de los diversos “bienes y servicios ecosistémicos” de los bosques (intensificación forestal).

Louman y Stoian (2002, 31) se preguntaban si el manejo forestal sostenible era “económicamente viable o una utopía y reconocían que no existía una respuesta única y lo que se podría hacer es generar condiciones que harían que sea económicamente viable el manejo forestal pero que para esa fecha solo existían algunos ejemplos.”

A nivel técnico son varios los aspectos a tomar en cuenta para garantizar la sustentabilidad ecológica, solo por mencionar una de las dimensiones de la sustentabilidad, como por ejemplo el turno de rotación, el diámetro mínimo de corta, el uso de parcelas de evaluación permanente para tomar decisiones silviculturales basadas en ciencia, el tratamiento de los árboles semilleros, entre otros. Solo a modo de ejemplo, se menciona que una de los requisitos para asegurar el manejo forestal sostenible es respetar los Diámetros Mínimos de Corta planteados en la normativa (SERFOR, 2020). No obstante Forest (s.f) señala la necesidad de derogar la Resolución Jefatural N°458-2002-INRENA porque los DMC que establece no aportan a la sostenibilidad del aprovechamiento forestal y recomienda que se pueda realizar un estudio sobre la base de información de inventarios ya ejecutados, para determinar DMC sostenibles.

## Ampliando la mirada

Cordero (2011, 16) menciona que el MFS ya no se reduce únicamente a la producción sostenible de madera y que:

...la tendencia es manejar el bosque en el marco de una visión ecosistémica, paisajista, integral, participativa y de uso múltiple, orientado a la obtención de rendimientos sostenidos de los diversos productos, bienes y servicios que ofrece, con el fin último de mejorar las condiciones y calidad de vida de las poblaciones.

No obstante, hay que aclarar que la ampliación de la mirada no implica disminuir la atención al manejo forestal ni a las industrias forestales, sino extender el panorama de actuación e interés de los profesionales forestales y del sector forestal. Frente a los retos que afronta la humanidad producto de la crisis civilizatoria que se traduce en la superación de 4 de los 9 umbrales ecológicos a saber: la crisis climática, el exterminio de la biodiversidad, el cambio de uso de la tierra y la deforestación, la alteración de los ciclos biogeoquímicos del Nitrógeno y el Fósforo, las ciencias forestales no pueden hacer abstracción de esta realidad y la sustentabilidad de bosques tiene que ampliar de mirada. Ello tomando en cuenta que como humanidad se ha superado la biocapacidad de la tierra (Sánchez, 2021). A la crisis ecológica se debe sumar la crisis de la pandemia del coronavirus. Se conoce ahora que la crisis sanitaria está asociada a la alteración y fragmentación de los ecosistemas naturales que permiten que los virus puedan saltar a animales silvestres y animales domésticos para posteriormente alojarse en los seres humanos.

En América Latina y el Caribe (CEPAL, 2021, 3) “entre 1990 y 2020, la superficie cubierta por bosque natural disminuyó en 150 millones de hectáreas, en tanto que la cobertura de plantaciones forestales aumentó en sólo 14 millones de hectáreas [...] y la pérdida de superficie de bosque se relaciona con nuevos usos de la tierra para agricultura, silvicultura y ganadería, y, en menor medida, por la expansión de las ciudades y la construcción de carreteras asociadas a actividades económicas variadas.” En el caso peruano el 47 % de las emisiones anuales de CO<sub>2</sub> provienen de la deforestación (Durango *et al.*, 2019). En este contexto el manejo sostenible de los bosques y las selvas naturales es la mejor opción para capturar carbono (Bray *et al.*, 2010: 10).

De una mirada focalizada en la madera se está pasando a una mirada de servicios ecosistémicos y existen indicios que apuntan al reconocimiento de las relaciones socioecológicas. Paralelo a esta ampliación de la visión se tiene el cambio de una mirada de producto (o servicio) a una mirada de paisaje y la necesidad de mirar el planeta como un todo rompiendo de esta manera la perspectiva de sistema cerrado concentrado en los límites de los bosques y con especial orientación a la madera. No obstante, “subiste una baja valoración de los bosques y sus servicios ecosistémicos, consecuentemente, no importa perderlos, por tanto las políticas públicas son insuficientes para conservarlos y aprovecharlos sosteniblemente” (Muñoz y Suárez, 2016, 5). La figura 4 muestra las orientaciones de ampliación de la visión forestal en perspectiva de sustentabilidad.

Para cumplir objetivos de conservación de la biodiversidad se han generado, según Rendón *et al.* (2014) la nueva silvicultura, silvicultura ecológica, manejo ecosistémico, retención estructural, nuevas perspectivas, silvicultura análoga, entre otras alternativas.

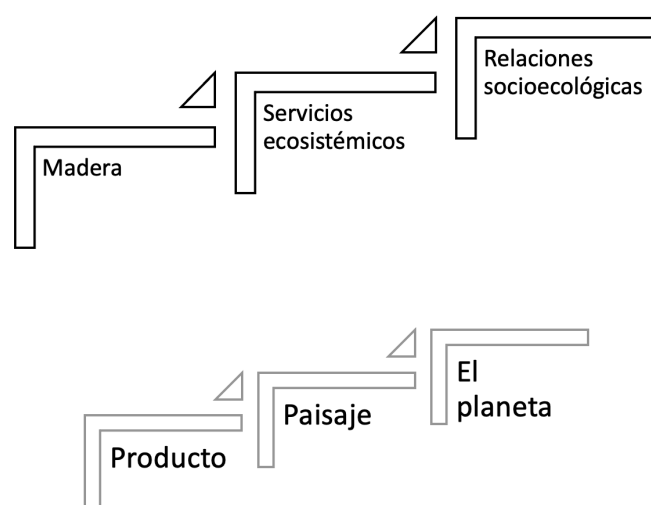


Figura 4: Ampliación de la visión forestal en perspectiva de sustentabilidad

Una de las formas de asegurar la orientación hacia el manejo forestal sostenible es el uso de criterios e indicadores implementados mediante mandato legal, de manera voluntaria por los operadores y mediante la aplicación de mecanismos de fomentos e incentivos (FAO, 2015). Por su parte PNUMA (2013: 1) añade que para formular políticas forestales orientadas a la sustentabilidad “se debería tomar en cuenta no solamente el valor de los recursos maderables sino el valor de todo el bosque, aplicando enfoques establecidos como los mecanismos de certificación, el manejo comunitario del bosque y un mejor monitoreo de la cubierta forestal, los activos y los flujos de recursos.”

No obstante, la perspectiva disciplinaria no es suficiente. Fortalecer la sustentabilidad en torno a los bosques significa incorporar una perspectiva interdisciplinaria, transdisciplinaria e incluso indisciplinaria. Asimismo, implica incorporar enfoques multi e interdimensional, multiescalar y multitemporal. En el marco de un enfoque multiactoral requiere incorporar perspectivas multisectoriales y multiniveles. Los enfoques interseccionales que permiten incluir consideraciones de género, interculturalidad y clase social también aportarían de manera fundamental para recoger la diversidad de actores y sus relaciones con los bosques (Sánchez y Gil, 2015). En esta perspectiva amplia Durango et al. (2019) consideran que para que exista un manejo forestal sostenible se requieren toman en cuenta los siguientes elementos: i) conocimiento del contexto, ii) institucionalidad y organización sólida, iii) participación de todos los actores involucrados, iv) articulación intersectorial y multiactor, v) derechos de tenencia de la tierra, y vi) información la una buena toma de decisiones en la gobernanza forestal. Ahora bien, todas estas tendencias no deben descuidar los vertiginosos avances de las tecnologías disruptivas que afectan la relación entre los seres humanos y los bosques.

Hacer un buen manejo forestal, con todo lo que ello implica, es una gran responsabilidad porque eventualmente un mal manejo podría llevar a la degradación forestal que implica cambios en la estructura y funciones de los bosques, aun cuando se mantenga la cobertura forestal, de tal manera que se produce la reducción de la calidad de los bosques y la capacidad de provisión de los servicios ecosistémicos. Aunque la degradación forestal se produce por diversos factores, uno de ellos refiere a la tala selectiva con fines comerciales, sea en esquemas legales o ilegales (Armenteras *et al.*, 2016).

## ■ DISCUSIONES

Se constata que las discusiones sobre la sustentabilidad corren paralelos con las discusiones sobre los bosques y la sustentabilidad. Asimismo, se puede apreciar que ciencia, política y economía confluyen tanto para la discusión sobre el desarrollo como sobre la discusión sobre la sustentabilidad de los bosques.

El fuerte sesgo disciplinario de las ciencias forestales y la organización sectorial de la administración pública han provocado que todavía exista un fuerte sesgo maderero y amazónico en el caso peruano por lo que hablar de desarrollo forestal fundamentalmente alude al manejo forestal en bosques naturales y a las industrias forestales. Aunque reconocida la importancia de las plantaciones forestales la superficie actual existente no es muy significativa por lo que prácticamente no está asociada a las discusiones sobre desarrollo forestal, aunque sigue siendo una gran aspiración. Es sintomático reconocer que las tendencias actuales sobre abastecimiento de la madera están dirigidas a las plantaciones forestales como fuente y no a los bosques naturales cuyo papel es más estratégico en los llamados servicios ecosistémicos de los bosques (Dourojeanni, 2020).

En el Perú se ha avanzado de una explotación forestal al manejo forestal y luego hacia el manejo forestal sostenible (Malleux, 2014). Aunque existen algunos honrosos casos de manejo forestal certificado las evidencias demuestran que el manejo forestal todavía sigue siendo deficitario por tanto con muchas dudas sobre la sustentabilidad (Dourojeanni, 2019). Ni siquiera el cumplimiento de las leyes forestales asegura la sustentabilidad en tanto persisten algunos problemas técnicos que ponen en duda su implementación, uno de cuyos casos analizados es el del diámetro mínimo de corta (OSINFOR, 2016). En otros casos hay serias preocupaciones sobre especies cuya maduración superan ampliamente los turnos de corta por lo que no se estaría garantizando su sustentabilidad. Tampoco se conocen estudios serios sobre degradación forestal porque aparecen como invisibles.

Producto de un enfoque disyuntivo hay una dramática separación entre producción y conservación y se considera que la preocupación por la biodiversidad forestal no debe ser la preocupación del sector forestal sino de las autoridades ambientales y de la entidad rectora del Sistema de Áreas Naturales Protegidas. Ello no niega el hecho que en las operaciones con manejo forestal responsable haya previsiones para la protección de Bosques de Alto Valor de Conservación o se tomen medidas puntuales para la protección de la fauna. A ello debe sumarse las exigencias de simplificación de las exigencias ambientales para favorecer la reactivación económica. Además, grandes superficies de bosques en manos de comunidades con criterio social acceden al aprovechamiento forestal vía Declaraciones de Manejo que hacen más accesibles los dones de los bosques pero debilitan la sustentabilidad ecológica. Consecuentemente la sustentabilidad de los bosques está en cuestión (Dourojeanni, 2019; Dourojeanni, 2020).

Producto de la equivalencia entre desarrollo nacional basado en un sistema capitalista neoliberal y el desarrollo forestal convencional los grandes paradigmas apuestan por el incremento de la producción, productividad y competitividad pero no hay una propuesta explícita sobre el respeto del valor intrínseco de la vida humana y no humana en los bosques. No se niega que haya honrosas excepciones en concesiones forestales que hacen un monitoreo sobre el estado de la fauna y toman medidas para mitigar los impactos del aprovechamiento forestal (Arce, 2019).

En su visión centrípeta el sector forestal no asume en su real dimensión los retos complejos que la realidad imprime (Arce, 2018). Así las grandes discusiones sobre la sustentabilidad del desarrollo, que finalmente influyen sobre el desarrollo forestal, están prácticamente ausentes en el país. Así no hay debates sobre las propuestas alternativas al desarrollo, el posdesarrollo, el Buen Vivir, entre otras propuestas que buscan incorporar una relación de convivencialidad entre personas y bosques más que de sumisión y manejo (Hidalgo y Cubillo, 2014). En tal sentido el sector forestal necesita conocer las diferentes perspectivas que están ofreciendo las diversas ecologías, ontologías y epistemologías. Se requiere no solo mayor y mejor ciencia, sino también recuperar las estrechas interrelaciones entre

ciencia y filosofía, ciencia y ética, ciencia y estética (Maldonado, 2016). Ni la institucionalidad ni la academia están yendo en ese camino, salvo honrosas excepciones como la Revista Forestal del Perú que ha mostrado apertura para tratar estos temas que otrora se consideraban extrañas o tangenciales.

Preguntas obvias relativas a la relación entre los bosques y la sustentabilidad refieren a ¿De qué sustentabilidad de bosques estamos hablando? ¿Sustentabilidad de qué? ¿Sustentabilidad de quién? Ello para precisar que es necesario ubicar el sentido de las ciencias forestales y sus practicantes que no solo se reducen al abastecimiento continuo de madera para la industria forestal o incluso aumentar el PBI nacional sino a contribuir a la sustentabilidad planetaria y el respeto a todas las manifestaciones de la vida. Esto es lo que se podría formular como trabajar en dirección del bienestar humano y el bienestar de los ecosistemas.

## ■ CONCLUSIONES

El entendimiento del proceso histórico de la concepción de la sustentabilidad del desarrollo contribuye a un mejor entendimiento de los enfoques y prácticas de sustentabilidad en los bosques. Es así cómo es posible entender que en el Perú, como en otras partes de Latinoamérica, las ciencias forestales han conservado su perspectiva disciplinaria, cuyo principal propósito es el abastecimiento continuo de madera a la industria forestal y la preocupación por incrementar la participación del sector forestal al PBI nacional. Aunque existen profesionales forestales dedicados a la conservación y a la diversidad biológica forestal éstos son considerados como propios del mundo de la conservación y no tanto de la producción forestal. No obstante la complejidad de la realidad y la gran crisis ambiental planetaria, a la que se suma la crisis sanitaria de la pandemia del coronavirus, están dando cuenta de la necesidad de ampliar la mirada. Aunque en el Perú existen algunos casos honrosos de la búsqueda de sustentabilidad del manejo forestal no es posible generalizarlo aún. Consecuentemente es necesario retomar con profesionalismo y ética la búsqueda de una sustentabilidad profunda, proceso al que históricamente ha contribuido a partir de la concepción inicial de rendimiento sostenido.

## ■ BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, O. (2015). Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*, 21, 17-28.
- Arce, R. (2018). Complejidad y desarrollo forestal. *Revista Forestal del Perú*, 33(2), 102-116. <http://190.119.243.75/index.php/rfp/article/view/1224>
- Arce, R. (2019). Aproximaciones a la filosofía forestal de la sustentabilidad del manejo forestal en el Perú. *Revista Forestal del Perú*, 34(2), 113-131. <http://revistas.lamolina.edu.pe/index.php/rfp/article/view/1322>
- Arias, A. (2011). Crisis ambiental y sustentabilidad: emergencia de nuevos lenguajes en el escenario administrativo-organizacional. *Revista Gestión y Ambiente*, 14 (1), 105-116.
- Armenteras, D., González, T., Retana, J. y Espelta, J. (Eds.) (2016). Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales. Madrid: IBERO-REDD+ *Degradacion de bosques en latinoamerica.pdf* ([cyted.org](http://cyted.org))
- Asociación para la Investigación y Desarrollo Integral (AIDER) (2017). Manual de buenas prácticas de manejo forestal sostenible para el bosque tropical seco. Documento de trabajo. Lima: AIDER. Manual de buenas prácticas de manejo forestal sostenible para el bosque tropical seco ([aider.com.pe](http://aider.com.pe))

- Ben-Eli, M. (2015). Definición y cinco principios fundamentales Un nuevo marco conceptual. New York: El Laboratorio de la Sustentabilidad. *SL\_5CP\_Spanish\_Final.pdf(sustainabilitylabs.org)*
- BOLFOR, 1996. *Hacia el Manejo Forestal Sostenible*. Santa Cruz: BOLFOR.
- CEPAL (2021). La pérdida de los bosques de América Latina y el Caribe 1990–2020: evidencia estadística. Chile: CEPAL. *Temas Estadísticos de la CEPAL No 2. La pérdida de los bosques de América Latina y el Caribe 1990-2020: evidencia estadística*
- Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo (CMMAD). (1988). *Nuestro futuro común*, Madrid: Alianza.
- Confederación Sindical de Comisiones Obreras. (2005). *Gaceta sindical. Reflexión y Debate*. España: CSCO.
- Bray, D., Barry, D., Madrid, S., Merino, L. y Zúñiga, I. (2010). Manejo forestal sostenible como estrategia de combate al cambio climático: las comunidades nos muestran el camino. México D.F.: Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS).
- Cordero, D. (2011). *Los bosques en América Latina*. Quito: Fundación Friedrich Ebert - FES-ILDIS. *Los bosques en América Latina (fes.de)*
- Cortés Mura, Hernán Gustavo, & Peña Reyes, José Ismael (2015). De la sostenibilidad a la sustentabilidad. Modelo de desarrollo sustentable para su implementación en políticas y proyectos. *Revista Escuela de Administración de Negocios*, (78),40-54. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=20640430004>
- Dourojeanni, M. (2019). Esbozo de una nueva política forestal peruana. *Revista Forestal del Perú*, 34(1), 4-20. <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v34i1.1244>
- Dourojeanni, M. (2020). ¿Es sostenible el aprovechamiento maderero de bosques naturales en el Perú?. *Revista Forestal del Perú*, 35(2), 80-93. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i2.1577>
- Durango, S., Sierra, L., Quintero, M., Sachet, E., Paz, P., Da Silva, M. Valencia, J. y Le Coq, J. (2019). Estado y perspectivas de los recursos naturales y los ecosistemas en América Latina y el Caribe (ALC). 2030 - Alimentación, agricultura y desarrollo rural en América Latina y el Caribe, No. 9. Santiago de Chile: FAO. *ResearchGate*
- Elizalde, H. (2006). *Desarrollo humano y ética para la sustentabilidad* Medellín: Editorial Universidad de Antioquia
- Forest (s.f). *Sostenibilidad del Manejo Forestal en las Concesiones Forestales con fines Maderables*. Lima, Perú: Programa de cooperación técnica de USAID y el Servicio Forestal de los Estados Unidos. Recuperado de *Presentación de PowerPoint (serfor.gob.pe)*
- Gadow, K, Sánchez, S. y Aguirre, O. (2004) Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques*, 10(2), 2004:3-16. *ResearchGate*
- González, I. (2011). El error antropocéntrico y el regreso al biocentrismo. En A.C. Conde; P.A. Ortiz; A. Delgado; F. Gómez & L.R. Granados (Coord.), Primer Congreso Nacional Naturaleza-Sociedad. Reflexiones desde la complejidad. Perspectivas Trans, Multi, Inter, Meta... Indisciplinarias. (pp. 214-232). Tlaxcala: Universidad Autónoma de Tlaxcala & Centro de Investigaciones Interdisciplinarias sobre Desarrollo Regional (CIISDER).
- González, D. (2012). Criterios e indicadores para medir la sustentabilidad del manejo forestal bajo el principio de bienestar económico: el caso del ejido “El Madroño” *Debate económico*, 1 (1), 61-85. *Introducción (unam.mx)*

- Guariguata, M. (2009). El manejo forestal en el contexto de la adaptación al cambio climático. *Revista de Estudios Sociales* 32, 98-113.
- Gudynas, E. 2011. Desarrollo y sustentabilidad ambiental: diversidad de posturas, tensiones persistentes En “La Tierra no es muda: diálogos entre el desarrollo sostenible y el postdesarrollo”. A. Matarán y F. López (Eds.). Granada: Universidad de Granada.
- Gudynas, E. (2015). Desarrollo sostenible y ética: historias olvidadas y tensiones persistentes. *Rev. Redbioética/UNESCO*, 6, 1 (11): 12 - 12. [Gudynas.pdf \(redbioetica.com.ar\)](http://redbioetica.com.ar)
- Hidalgo, A. y Cubillo, A. (2014). Seis debates abiertos sobre el sumak kawsay. *Íconos*, 48, 25-40. Núm. 48 (2014): Dossier: En busca del sumak kawsay | *Íconos - Revista de Ciencias Sociales* ([flacsoandes.edu.ec](http://flacsoandes.edu.ec))
- Louman, B. y Stoian, D. (2002). Manejo forestal sostenible en América Latina: ¿económicamente viable o una utopía?. *Revista Forestal Centroamericana. Especial II Congreso Forestal Latinoamericano*, 25-32. *ResearchGate*
- Macías, H. y Téllez, O. (2016). Los estudios de sustentabilidad. *Ciencias* 81, 20-32. [los estudios de sustentabilidad.pdf \(revistacienciasunam.com\)](http://revistacienciasunam.com)
- Maini, J. S. Desarrollo sostenible de los bosques. *Unasyuva*, 169, s.p. *Unasyuva - No. 169 - La sostenibilidad - Desarrollo sostenible de los bosques (fao.org)*
- Maldonado, C. (2012). Bioeconomía y biodesarrollo. El biodesarrollo: saber qué se quiere y qué necesitamos como búsqueda de un modelo alternativo. *Le Monde diplomatique* 116, 32-33.
- Maldonado, C. (2016). “Hacia una antropología de la vida: elementos para una comprensión de la complejidad de los sistemas vivos”. *Boletín de Antropología* 31(52), 285-301. DOI: <http://dx.doi.org/10.17533/udea.boan.v31n52a18>
- Maldonado, C. (2017). La economía o la vida: ¡la vida! desde abajo, 240, Suplemento de economía cooperativa y solidaria, 17, 12-16. (99+) (PDF) *La economía o la vida: ¡La vida! | Carlos Eduardo Maldonado - Academia.edu*
- Maldonado, C. (2020). Occidente, la civilización que nació enferma. Bogotá: Ediciones desde abajo. (PDF) *Occidente, la civilización que nació enferma (researchgate.net)*
- Malleux, J. (2014). Informe sobre el Taller Regional de Educación Forestal Latinoamericano. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Merenson, C. (1999). Hacia un manejo forestal sustentable en la república argentina. *Revista de Ciencias Forestales Quebracho*, 7, 21-26. [Merenson\\_ok.PDF \(unse.edu.ar\)](http://unse.edu.ar)
- Muñoz, R. (2005). Todo (o casi) lo que siempre quiso saber sobre el desarrollo sostenible y nunca se atrevió a preguntar. *Gaceta sindical. Reflexión y Debate*. Madrid: Confederación Sindical de Comisiones Obreras (CSCO).
- MARENA (2020). Guía para el Manejo del Bosque. Nicaragua: Programa de Reducción de Emisiones para Combatir el Cambio Climático y la Pobreza en la Costa Caribe, Reserva de Biosfera BOSAWAS y Reserva Biológica Indio Maíz. [7-Guía-para-el-Manejo-Forestal.pdf \(marena.gob.ni\)](http://marena.gob.ni)
- Nájera, F. (2015). Gestión forestal sostenible. *Forum Calidad*, 261, 30-41. [Mayo-2015-FC-Gestion-Forestal-Sostenible-Fernando-N--jera.pdf \(anavam.com\)](http://anavam.com)
- Meza, A. (2005). Normes de gestion durable et politiques forestières : le cas des forêts de montagne en Europe. (Thèse de doctorat), Ecole National du Génie Rural des Eaux et des Forêts. AgroParisTech-ENGREF, Paris. *Microsoft Word - 1 Pol Forest Y MFS.doc (conaf.cl)*

- Muñoz, F. Suárez, G. (2016). Diálogo por el Futuro de los Bosques. Política forestal: algunos elementos clave. Lima: CIES- SPDA –IDEA –AECID *Presentación de PowerPoint (cies.org.pe)*
- Návar, J. (s.f.). Manejo sustentable de ecosistemas forestales: revisión del desarrollo histórico, evolución y perspectivas futuras. Durango: CIIDIR – IPN *EL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE: I ORIGENES INSTITUCIONALES (ipn.mx)*
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2015). Taller Regional Latinoamericano sobre Criterios e Indicadores para el Manejo Forestal Sostenible Informe final del 17 al 19 de junio 2015 Tarapoto, Perú: FAO. *Taller latinoamericano de criterios e indicadores para el Manejo Forestal Sostenible: Informe Final (fao.org)*
- Organismo de Supervisión de los Recursos Forestales y de Fauna Silvestre (OSINFOR). (2016). Resultados de las supervisiones y fiscalizaciones efectuadas por el OSINFOR en el marco del Operativo Internacional “Operación Amazonas 2015” Serie B N° 05. Lima: OSINFOR.
- PNUMA (2013). Recursos forestales PNUMA Flujos de Materiales y Productividad de Recursos en América Latina. Ciudad de Panamá: PNUMA. *Brief\_forestales(es\_web).pdf (pnuma.org)*
- Rendón, H., Martínez, A. y Pérez, D. (2014). Los bosques, sus bienes y servicios: los retos del manejo forestal sustentable. *Ciencias* 111-112, 28-35. [En línea] *Los bosques, sus bienes y servicios: los retos del manejo forestal sustentable - Revista Ciencias (revistacienciasunam.com)*
- Sánchez, H. y Gil, I. (2015). Análisis interseccional y enfoque intercultural en el estudio de la ciudadanía y la participación. *Dialogo andino*, 143-149. *14-SANCHEZ DANDINO 47.indd (conicyt.cl)*
- Sánchez, A. (19 de noviembre de 2021). Desarrollo sustentable y sociedad. [Vídeo]. YouTube. Recuperado de *Youtube. Desarrollo sustentable y sociedad - YouTube*
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (SCDB). (2009). Gestión forestal sostenible, biodiversidad y medios de vida: Guía de buenas prácticas. Montreal : SCDB *cbd-guide-des-bonnes-pratiques-forests-web-es.pdf*
- Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR) (2015). Ley Forestal y de Fauna Silvestre N° 29763 y sus Reglamentos. Lima: SERFOR. *LEY FORESTAL Y DE FAUNA SILVESTRE N° 29763 Y SUS REGLAMENTOS | Sistema de Información Ambiental Regional | SIAR San Martín (regionsanmartin.gob.pe)*
- Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR) (2020). Manejo Forestal Sostenible (MFS). Lima: Dirección de Gestión Sostenible del Patrimonio Forestal del SERFOR. *Presentación de PowerPoint (www.gob.pe)*
- Torres, J. (1998). El manejo forestal sustentable. Conferencia presentada en el II Congreso Forestal de Nicaragua, León, Nicaragua 26 y 27 de Junio. *ResearchGate*
- Vanhulst, J. (2019). Pensar la sustentabilidad desde América Latina. Retrospectiva del discurso académico a partir de un análisis bibliométrico entre 1970 y 2012. *Rev. Colomb. Soc.*, 42(1), 41-71. *0120-159X-rcs-42-01-41.pdf (scielo.org.co)*
- Zarta, P. (2018). La sustentabilidad o sostenibilidad: un concepto poderoso para la humanidad. *Tabula Rasa*, (28), 409-423. Doi: <https://doi.org/10.25058/20112742.n28.18>
- Zavala, M. (2003). Ecología y gestión forestal sostenible. *Ecosistemas*, 3, s.p. *Redalyc.Ecología y gestión forestal sostenible (core.ac.uk)*



## Resiliencia ambiental de la ciudad de Loja con base en determinados factores naturales y antropogénicos

### Environmental resilience of the city of Loja based on selected natural and anthropogenic factors

Raquel Hernández-Ocampo<sup>1</sup>

Carlos Chunchu-Morocho<sup>1</sup>

Christian León-Celi<sup>1</sup>

Santiago García-Matailo<sup>1</sup>

Jackeline Castillo-Villalta<sup>1</sup>

Ana Puertas-Azanza<sup>2</sup>

Denny Ayora-Apolo<sup>3</sup>

Karen Toledo-Sarango<sup>4</sup>

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

2. Carrera de Psicología Clínica, Facultad de la Salud Humana, Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador.

3. Carrera de Enfermería, Facultad de la Salud Humana, Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador.

4. Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador.

Autor para correspondencia: raquel.hernandez@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1043>

RECIBIDO: 27/07/2021

APROBADO: 27/11/2021

## RESUMEN

La evolución mundial y el crecimiento poblacional actual ejerce presiones ecológicas, económicas y sociales sobre los sistemas urbanos provocando mayor vulnerabilidad a sufrir desastres de tipo naturales y antrópicos. La presente investigación busca determinar la resiliencia ambiental de la ciudad de Loja ante peligros de origen natural y antropogénicos usando indicadores ambientales, para cumplir los objetivos, se realizaron análisis descriptivos y series de tiempo de cada indicador; además, se consideró la metodología propuesta por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) para estimar las emisiones de GEI, y posteriormente se realizó la normalización de los datos para obtener un puntaje de resiliencia ambiental. Los resultados muestran que, los principales riesgos naturales de la ciudad son inundaciones o deslizamientos, el uso de energía se ha incrementado un 9,2% con un promedio de 619 kWh per cápita/año, se emite 1,43 tCO<sub>2</sub> eq per cápita, aproximadamente el 21% de la población sigue sin acceso a agua; y, material particulado (PM10) tiene un promedio durante cinco años de 14,7 µg/m<sup>3</sup>. El puntaje integrado de resiliencia con estos indicadores muestra que Loja tiene una resiliencia moderada (-0.41), lo que sugiere que pese a ser una ciudad en crecimiento, no presenta problemas que puedan incidir significativamente sobre su capacidad resiliente.

**Palabras clave:** resiliencia ambiental, peligros naturales, peligros antropogénicos, emisiones de GEI.

## ■ ABSTRACT

World evolution and current population growth exert ecological, economic and social pressures on urban systems, causing greater vulnerability to natural and man-made disasters. This research seeks to determine the environmental resilience of the city of Loja to hazards of natural and anthropogenic origin using environmental indicators. Hence, in order to accomplish objectives of this work, we did a descriptive analysis and time series of each indicator. In addition, the methodology proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) was considered to estimate GHG emissions, and the data was subsequently normalized to obtain an environmental resilience score. The results show that, the main natural risks of the city are floods or landslides, energy use has increased by 9,2% with an average of 619 kWh per capita / year, 1,43 tCO<sub>2</sub> eq per capita is emitted, approximately 21% of the population continues without access to water; and, the particulate matter (PM10) has an average of 14,7 µg / m<sup>3</sup>. The integrated resilience score with these indicators shows that Loja has a moderate resilience (-0,41), which suggests that despite being a growing city, it does not present problems that can significantly affect its resilience capacity.

**Keywords:** environmental resilience, natural hazards, anthropogenic hazards, GHG emission.

## ■ INTRODUCCIÓN

El crecimiento del sector urbano y sus ecosistemas juega un papel importante en el desarrollo económico y social de los pueblos (Chen, Xu, Zhao, Xu, & Lei, 2020); además, junto con sus componentes, contribuyen con la sostenibilidad y resiliencia de las ciudades (Jaung, Carrasco, Shaikh, Tan, & Richards, 2020). Sin embargo, este sector debido a la actividad antrópica y los efectos del cambio climático están siendo expuestos cada vez más a inundaciones, deslizamientos de tierra, a procesos de erosión costera (Alberico, Iavarone, & Petrosino, 2020); además, pérdida de la biodiversidad y desigualdad social (Du, Zhang, Wang, Tao, & Li, 2020). Frente a estos problemas, varias iniciativas han buscado soluciones, no obstante, pocas han generado compromiso a nivel político, social o económico que incidan en soluciones concretas (Maturana, 2011).

Ecuador es un emisor comparativamente pequeño, representa solo el 0,3% de las emisiones globales de GEI (Jakob, 2017); sin embargo, las emisiones per cápita de gases de efecto invernadero (GEI) son aproximadamente 9 tCO<sub>2</sub>-eq., valor que supera el promedio mundial. De las emisiones totales, el sector con más rápido crecimiento, entre el 6 y 7 % por año, se encuentra en la zona urbana (energía y transporte) (Jakob, 2017). Además, Ecuador manifiesta una tendencia gradual y con impactos graves de los desastres naturales, principalmente causado por las inundaciones (Galarza-Villamar, Leeuwis, Pila-Quinga, Cecchi, & Párraga-Lema, 2018); consecuencia de estos impactos, la Organización de las Naciones Unidas (ONU), entre sus objetivos de desarrollo sostenible, ha propuesto estrategias para que una ciudad sea inclusiva, segura, resiliente y sostenible a largo plazo (Summerskill, Wang y Horton, 2018). Para lograrlo, es necesario estudios de resiliencia en el medio ambiente urbano, obtenida a través de la identificación de un conjunto de indicadores de resiliencia ambiental. La resiliencia se puede definir como la capacidad de un sistema urbano y todas sus redes socio-ecológicas y socio-técnicas, con escalas temporales y espaciales, para mantener o regresar rápidamente a las funciones deseadas frente a una perturbación, para adaptarse al cambio y transformar rápidamente los sistemas que limitan la capacidad de adaptación actual o futura (Meerow, Newell, Stults, Zhang, & Li, 2016).

La ciudad de Loja, estudios realizado por Demoraes y D'ercole (2001) concluyen que tiene un riesgo bajo de sufrir eventos como terremotos, inundaciones o sequías. En relación a los problemas de origen antrópico, se destacan la calidad del aire o agua. Por ejemplo, desde el 2008 al 2017 el parque automotor se ha incrementado en un 54,9% (INEC, 2018) y en relación directa una mayor concentración de material particulado, aumento de problemas respiratorios (Barnett, Adam, Lettenmaier, & Adam, 2014; OMS, 2005) su contaminación sigue representando una amenaza importante para la salud en todo el mundo. Según una evaluación de la OMS de la carga de enfermedad debida a la contaminación del aire, son más de dos millones las muertes prematuras que se pueden atribuir cada año a los efectos de la contaminación del aire en espacios abiertos urbanos y en espacios cerrados (producida por la quema de combustibles sólidos y mayores niveles de ruido (>80dB en horas pico) (Hernández-Ocampo, García-Matailo, Hernández-Ocampo, Chunchu, & Alvarado-Jaramillo, 2018) pudiendo causar inconvenientes de audición a los ciudadanos (Seidler *et al.*, 2016).

Con respecto a la calidad del agua en Loja, esta presenta problemas como la falta de accesibilidad y disponibilidad de agua potable (PNUMA *et al.*, 2005), además, hasta el 2010 la cobertura urbana del sistema no era total, pues sólo cubría el 70,9% (INEC, 2010). Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), (2005) su contaminación sigue representando una amenaza importante para la salud en todo el mundo. Según una evaluación de la OMS de la carga de enfermedad debida a la contaminación del aire, son más de dos millones las muertes prematuras que se pueden atribuir cada año a los efectos de la contaminación del aire en espacios abiertos urbanos y en espacios cerrados (producida por la quema de combustibles sólidos si no se logra un nivel básico de acceso al servicio, no se podrá asegurar la higiene y se podrían poner en riesgo los requisitos para el consumo, incrementándose las complicaciones en la salud de los ciudadanos.

Con base a la información mencionada se observa que, aunque hay estudios en la ciudad de Loja sobre el estado de parámetros del aire, agua, ruido, etc., (PNUMA *et al.*, 2005), no se ha hecho una relación con su capacidad resiliente. En consecuencia, en el presente estudio se enmarca en tener un valor teórico que podrá ayudar a llenar vacíos de conocimiento y así mismo conocer el estado, debilidades y potencialidades del sistema urbano de la ciudad de Loja en donde se considera determinados factores naturales y antropogénicos y, de esta manera proveer de una herramienta que puede ser útil para la toma de decisiones a nivel local mediante la aplicación de indicadores que permitirán determinar a nivel macro la calidad ambiental de la ciudad y su influencia con la salud de sus habitantes.

## ■ MATERIALES Y MÉTODOS

### Zona de estudio

La ciudad de Loja ubicada al Sur del Ecuador en el valle de Cuxibamba, está ubicada en las coordenadas de latitud Sur 9501249 N - 9594638 N y longitud Oeste 661421 E - 711075 E. La ciudad de Loja limita al norte con Loma de Zalapa, al sur con Cajanuma, al este con la Cordillera oriental de los Andes y al oeste la Cordillera occidental de los Andes.

Loja tiene una extensión territorial de 52 km<sup>2</sup> y una altitud de 2 100 m s.n.m. Su clima es temperado-ecuatorial subhúmedo, con una temperatura media de 16 °C, y una precipitación anual de 900 mm (PNUMA *et al.*, 2005). La población es de más de 180 mil habitantes (INEC, 2010) conformada en su mayor parte por mujeres que representa el 51,84% y en un 48,16% por hombres (PDOT Loja, 2014).

## Definición de los factores ambientales

Se definieron un total de cinco indicadores relacionados con temáticas ambientales, enmarcados en dos grandes grupos: factores naturales y antropogénicos). Estos indicadores muestran la capacidad de un lugar para recuperarse de un evento desfavorable y adaptarse a un nuevo entorno (Moguim y Garna, 2019).

**Tabla 1.** Base de datos de indicadores y fuentes de obtención de datos.

Nº	Indicador	Descripción general	Fuente principal
1	Riesgo ambiental	Nº de personas damnificadas o afectadas por desastres naturales.	Secretaría de Gestión de Riesgos.
2	Uso de Energía	Uso de energía medido en kWh.	Empresa Eléctrica Regional del Sur S.A. (ERRSA).
3	Contaminación del aire	Nivel medio de contaminantes (PM <sub>10</sub> *).	Plataforma SUIA del Ministerio del Ambiente.
4	Emisiones de gases de efecto invernadero	Emisiones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalente por consumo de combustible y de energía eléctrica.	Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero.
5	Acceso a agua potable	Acceso al agua potable (% de personas)	UMAPAL – Municipio de Loja

\*Material particulado de diámetro aerodinámico menor o igual a 10 micrómetros.

Para calcular los indicadores de uso de energía se aplicaron las directrices del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) para inventarios de los gases de efecto invernadero.

## Estimación de CO<sub>2</sub>eq por Uso de energía

Con la finalidad de determinar la cantidad de emisiones de CO<sub>2</sub>eq que se generan por kWh de electricidad consumida, cada sistema eléctrico debe determinar un factor de emisión de CO<sub>2</sub> producido (FE). La metodología ACM0002 está consolidada como base de referencia para determinar el factor de emisión por la generación de CO<sub>2</sub>eq en fuentes eléctricas (Haro y Oscullo, 2009).

$$Emisión_e = \Sigma(C_e * FE) \quad [Ec. 1]$$

Donde:

Emisión<sub>e</sub> = tCO<sub>2</sub> por consumo KW año<sup>-1</sup>

C<sub>e</sub> = consumo de electricidad KW año<sup>-1</sup>

FE = factor de emisión proveniente del proyecto MDL “La Joya” 0,156 tCO<sub>2</sub> MWh<sup>-1</sup>

1 MWh = 1000 KWh

## Emisiones GEI

Para estimar el total de emisiones de CO<sub>2</sub>eq por combustible expendido se usó las directrices de la metodología del capítulo 3 de Combustión móvil de la IPCC (Davies et al., 2006). Estas emisiones se calcularon de acuerdo a la base de datos por la cantidad y tipo de combustible quemado y su contenido de carbono.

$$Emisión_c = \Sigma(Combustible_a * FE_a) \quad [Ec. 2]$$

Donde

- Emisión<sub>c</sub> = Emisiones de CO<sub>2</sub> (kg)  
 Combustible<sub>a</sub> = Combustibles vendido (TJ)  
 FE<sub>a</sub> = factor de emisión (kg/TJ). Es igual al contenido de carbono del combustible multiplicado por 44/12.  
 FE<sub>diesel</sub> = 19,9 tC/TJ, EF<sub>gasolina</sub> = 19,4 tC/TJ.  
 a = tipo de combustible (gasolina o diésel)

### Normalización de los indicadores

Los indicadores seleccionados presentan diferentes escalas (Tabla 1). Para ajustar los valores de cada indicador a una unidad de escala común se utilizó la estrategia de normalización por máximos y mínimos (Ecuación 3). Los valores de los indicadores fueron ajustados en un rango de -1 y 1 (Aksoy y Haralick, 2001; Juszczak *et al.*, 2002)

$$X^i = 2 x \frac{(X^i - X_{min}^i)}{(X_{max}^i - X_{min}^i)} - 1 \quad [Ecuación. 3]$$

Donde:

X = indicador normalizado; i = se refiere a las variables; x<sub>min</sub> y x<sub>max</sub> = mínimos y máximos de los datos recolectados.

El indicador normalizado para cada variable se lo clasificó de acuerdo con los rangos de la Ecuación 4 (Cutter, Burton y Emrich, 2010):

$$\left\{ \begin{array}{ll} X^i < -1.0 g^i & \text{Muy Bajo} \\ -1.0 g^i \leq X^i < -0.5 g^i & \text{Bajo} \\ -0.5 g^i \leq X^i < 0.5 g^i & \text{Moderado} \\ 0.5 g^i \leq X^i < 1.0 g^i & \text{Alto} \\ X^i \geq 1.0 g^i & \text{Muy Alto} \end{array} \right. \quad [Ecuación. 4]$$

Donde:

X = indicador normalizado; i = se refiere a las variables.

A continuación se muestra el significado de cada clasificación de resiliencia para una ciudad (Schlör *et al.*, 2018; Moghim y Garna, 2019)

1. Resiliencia muy alta ( $X^i \geq 1,0 g^i$ ): Las infraestructuras de agua y saneamiento está en muy buenas condiciones, el impacto ambiental de la producción y el consumo de energía es relativamente sostenible y bien gestionado La situación de la ciudad puede interpretarse como resiliente.

2. Resiliencia alta ( $0,5 g^i \leq X^i < 1,0 g^i$ ): La ciudad está en camino de convertirse en una ciudad resiliente. Los problemas de uso de energía y contaminación muestran buenas perspectivas de futuro y se toman en cuenta los riesgos ambientales que puede sufrir la ciudad.
3. Resiliencia moderada ( $-0,5 g^i \leq X^i < 0,5 g^i$ ): Las perspectivas para la ciudad aún no están completamente claras. Sin embargo, la ciudad tiene instituciones que pueden manejar los desafíos del incremento poblacional. La ciudad aún puede tener perspectivas resilientes.
4. Resiliencia baja ( $-1,0 g^i \leq X^i < -0,5 g^i$ ): Las perspectivas a futuro no son del todo resilientes. La ciudad no lleva a cabo proyectos futuros para contrarrestar el efecto de las eventualidades externas.
5. Resiliencia muy baja ( $X^i < -1,0 g^i$ ): Las perspectivas no son resilientes. La ciudad no puede compensar los efectos de las eventualidades externas.

### Determinación de la resiliencia ambiental

Los indicadores normalizados de cada variable se combinaron para formar una puntuación de resiliencia ambiental (ERS, por sus siglas en inglés) (Ecuación 5) (Moghim y Garna, 2019):

$$ERS = X_{AAP} - X_{UE} - X_{GEI} - X_{CA} - X_{RA} \quad \text{[Ecuación 5]}$$

Donde,

$X_{AAP}$  = acceso al agua potable;  $X_{UE}$  = uso de energía;  $X_{GEI}$  = emisiones de GEI;  $X_{CA}$  = contaminación del aire;  $X_{RA}$  = riesgos ambientales.

Los indicadores que inciden negativamente a la resiliencia se lo integra con signo negativo en la Ecuación 6, como la contaminación del aire, las emisiones de GEI, los riesgos ambientales y el uso de energía. Sin embargo, aquellos indicadores que afectan positivamente a la resiliencia se lo consideran con signo positivo como es el caso del acceso al agua potable.

## RESULTADOS

### Definición de los factores naturales y antropogénicos que influyen en la resiliencia ambiental de la ciudad de Loja

Los resultados muestran (Tabla 2) que en la ciudad de Loja el promedio de emisiones de GEI, en el periodo 2013 – 2018, fue de 5.135,33 toneladas de CO<sub>2</sub>eq emitidos a la atmósfera. Por su parte, el uso de energía medido alcanzó un promedio de 169,54 kWh por hogar. El riesgo ambiental muestra una media de 41 personas afectadas y damnificadas por eventos naturales; la calidad de aire determinada por PM<sub>10</sub> presentó un promedio de 13.47 µg/m<sup>3</sup>. Finalmente, el indicador del acceso de agua potable muestra un incrementado del acceso al líquido vital por parte de la población (178.398,60 personas con acceso a agua potable en 2018 frente a 145.646,64 en 2013).

Tabla 2. Medidas resumen de los indicadores de factores naturales y antrópicos correspondientes a la ciudad de Loja en el período 2013-2018.

Medida resumen	Riesgo ambiental	Uso de energía (kWh)	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Emisiones de CO <sub>2</sub> (tCO <sub>2</sub> eq)	Acceso a agua potable (No.)
Min	1	141,55	5,95	14,5	145.646,64
Máx	239	199,85	20,59	30.050,92	178.398,60
Media	41.60	169,54	13,47	5.135,33	161.880,67
D.E.	53.15	10,46	3,01	6.125,90	9.492,90
Q1	5	163,7	11,51	536,45	153.500,75
Q3	60	175,22	15,21	8.753,93	169.058,20

### Generación de indicadores ambientales

#### Riesgo ambiental

En la Figura 1 se observa que las inundaciones han provocado la mayor cantidad de personas afectadas (844), seguido por los deslizamientos (769). Sin embargo, la frecuencia de los mismos es considerablemente diferente, ya que las inundaciones representan el 20% del total de los eventos, mientras que los deslizamientos un 66%. Esta diferencia en la frecuencia de eventos hace notar que, aunque los deslizamientos se han dado en un mayor número de ocasiones, no provocaron el mismo número de daños en comparación con las inundaciones que se presentaron en menor número de veces.

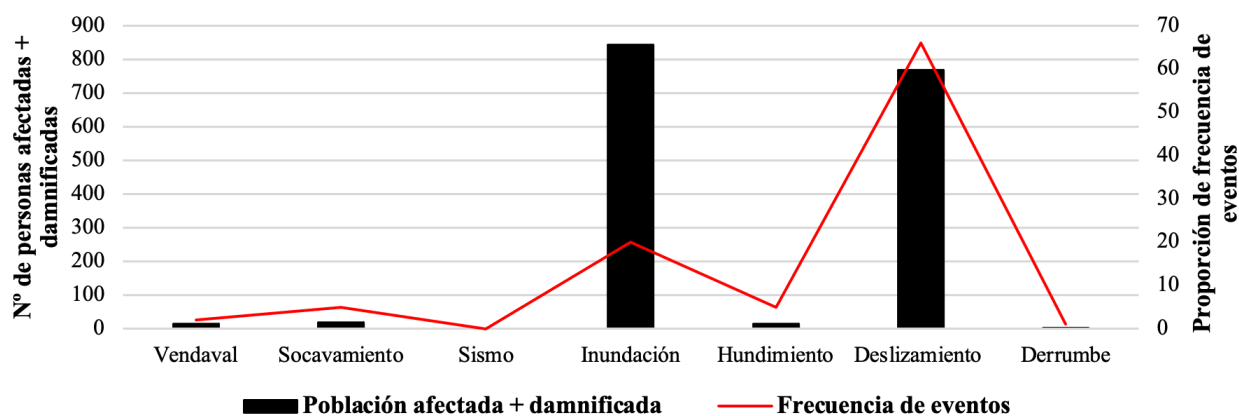


Figura 1. Eventos naturales en relación con su proporción de ocurrencia y número de personas afectadas más damnificadas de la ciudad de Loja en el período de 2013-2018.

#### Uso de energía (kwh)

La Figura 2, indica el uso de energía promedio por hogar en la ciudad de Loja entre 2013 al 2018, con tendencia creciente en el 2013 que tuvo un consumo promedio de 162 kWh, mientras que para el 2018 este promedio se incrementó llegando a los 178 kWh. El consumo más alto presentó en el 2014 donde alcanzó 199,85 kWh de consumo eléctrico. En contraste, los datos con menor consumo eléctrico alcanzaron los 140 kWh en el 2013.

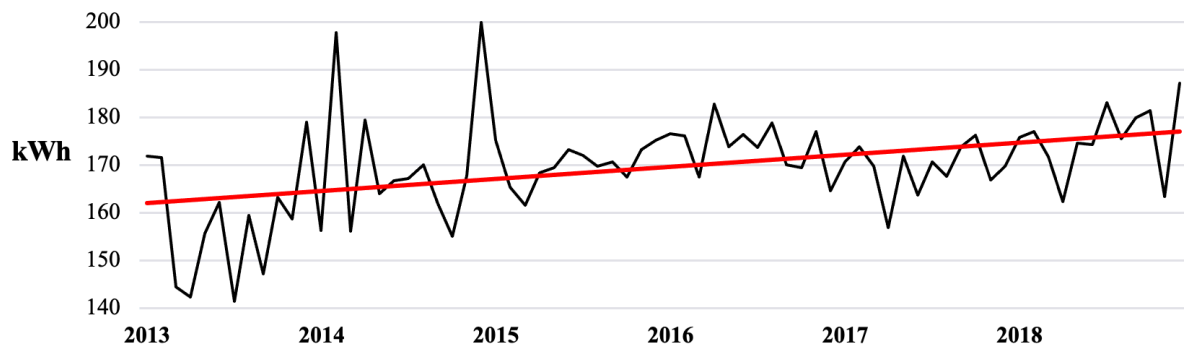


Figura 2. Serie de tiempo del uso de energía eléctrica por hogar en el periodo 2013- 2018 de la ciudad de Loja.

En la Figura 3, se presenta una serie de tiempo que muestra el consumo total de energía eléctrica para la ciudad de Loja en relación con la proyección de la población. Aquí, se determinó que el consumo de energía se reduce a la tendencia de crecimiento para 2017 y por tanto también su consumo per cápita tal como se muestra en la Tabla 3. El promedio de consumo per cápita anual para la ciudad de Loja en el periodo 2013-2018 indica un promedio de 619 kWh.

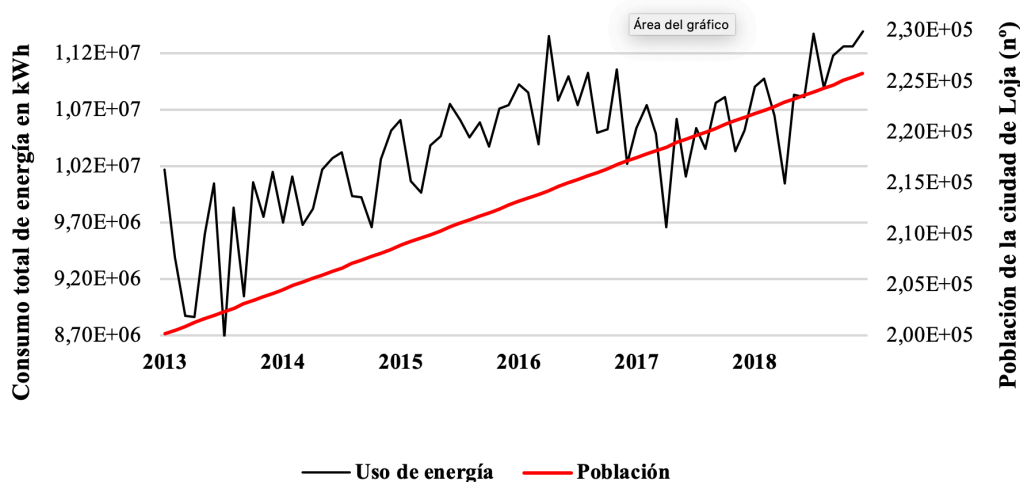


Figura 3. Relación entre el consumo total de energía y la proyección de población en el periodo 2013-2018.

Tabla 3. Consumo per cápita anual según el consumo total de energía en relación con la población proyectada para la ciudad de Loja.

Año	Total Consumo Energía	Población Proyectada	kWh Percápita Anual
2013	123.633,977	200,218	617,49
2014	133.109,075	204.546,83	650,75
2015	133.056,197	208.877,84	637,00
2016	136.017,494	213.208,85	637,95
2017	125.471,330	217.531,45	576,79
2018	131.781,727	221.846,48	594,02
		<b>Promedio</b>	<b>619,00</b>



### Contaminación del aire (PM<sub>10</sub>)

Los datos correspondientes a material particulado PM<sub>10</sub> fueron obtenidos de la plataforma de indicadores ambientales del SUIA. La contaminación del aire determinada por el material particulado PM<sub>10</sub>  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  muestra una gran variabilidad a lo largo del período estudiado. El análisis de la serie de tiempo para este indicador (Figura 4) muestra un ligero incremento desde los 14,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para enero de 2013 hasta los 14,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para diciembre del 2018. El valor más bajo fue en septiembre del 2014 con un valor de 12,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , por su parte, el valor más alto es el registrado en marzo del 2017 con un valor de 17,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

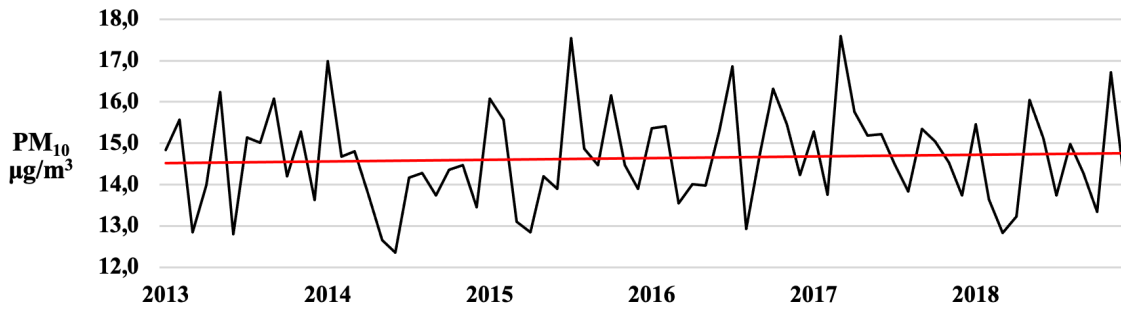


Figura 4. Serie de tiempo de PM<sub>10</sub> de la ciudad de Loja entre los años 2013-2018.

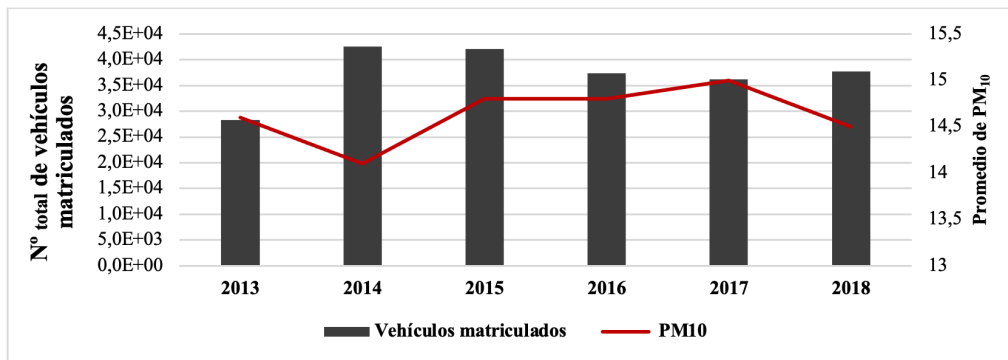


Figura 5. Total de vehículos matriculados en la ciudad de Loja con relación al promedio de PM<sub>10</sub> en el período 2013-2018.

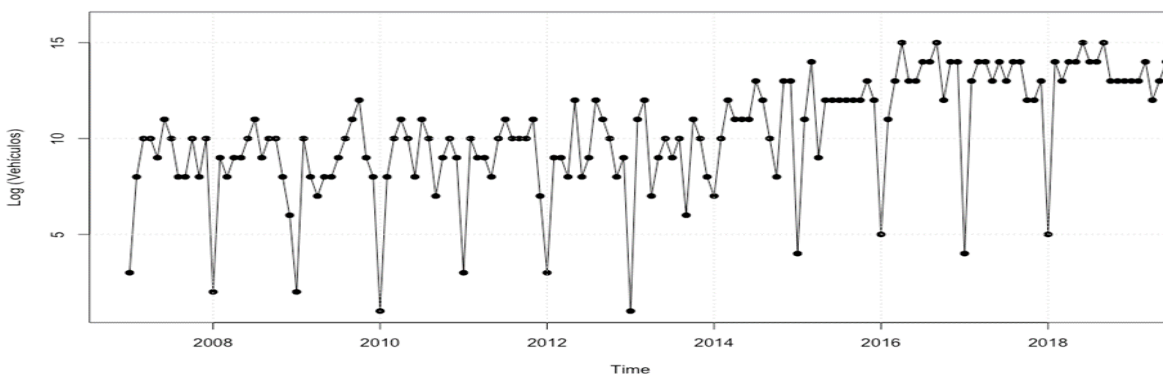


Figura 6: Serie temporal de vehículos de la ciudad de Loja.

En la Figura 5, se muestra la relación entre los vehículos matriculados en la ciudad de Loja con el promedio de PM<sub>10</sub> registrados. Por su parte, en la Figura 6, se observa un incremento de la cantidad de vehículos entre los años 2009-2018, concluyendo, que la presencia de PM<sub>10</sub> (Figura 6) es directamente proporcional con el incremento del parque automotor en la ciudad de Loja.

### Emisiones de GEI (tCO<sub>2</sub> eq)

En la Figura 7, se muestra la cantidad de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes emitidos a la atmósfera por el consumo de combustible (sector industrial y automotriz) y por el uso de energía. Se observa que la mayor cantidad de emisiones de CO<sub>2</sub> es producido por el sector automotriz (87,1 %). De este sector el 43,6 % de las emisiones provienen del consumo de diésel y el 56,4 % restante es producido por el consumo de gasolina. En el sector industrial predomina el consumo de diésel (99,1 %) sobre el consumo de gasolina, que es prácticamente nula (0,9 %). Por su parte, las emisiones de CO<sub>2</sub> por uso de energía (6,8%) tienen una incidencia mayor que el sector industrial (6,1%).

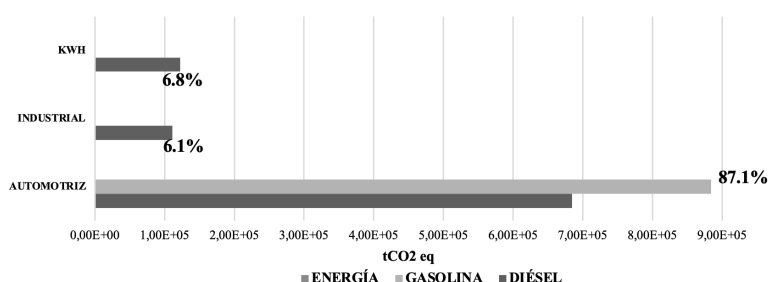


Figura 7. Cantidad de emisiones en toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente producido por el uso de energía y por el consumo de diésel y gasolina en el sector automotriz e industrial de la ciudad de Loja en el período de 2013 a 2018.

Las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente proveniente del consumo eléctrico se ha producido mayormente por el sector residencial (63,5%), seguidamente por el comercial (25,8%). Los demás sectores sólo representan el 11,7% restante de las emisiones producidas por consumo eléctrico.

La Tabla 4, integra la emisión de CO<sub>2</sub> eq por el consumo de combustible y por el consumo eléctrico. De acuerdo, a los datos obtenidos en la Tabla 5 indican como la mayor emisión de CO<sub>2</sub> es producido por el consumo de combustible (93,2%), el cual principalmente se da por el uso de gasolina en el sector automotriz e industrial. En contraste, la emisión de CO<sub>2</sub> por consumo eléctrico representa únicamente el 6,8%, el cual se emite principalmente por el uso de energía en los hogares. Del total de toneladas de CO<sub>2</sub> emitidas se ha estimado que son 1,43 tCO<sub>2</sub> eq per cápita para la ciudad de Loja.

Tabla 4. Emisión de toneladas de CO<sub>2</sub> eq por uso de energía eléctrica y consumo de hidrocarburos entre los años 2013 y 2018 de la ciudad de Loja.

ORIGEN	tCO <sub>2</sub> eq
Consumo de Combustible	1.679.252,1 (93,2%)
Consumo eléctrico	122.158,9 (6,8%)
<b>TOTAL</b>	<b>1.801.411,74</b>

### Acceso al agua potable

En la Figura 8, se observa que en el período 2013 a 2018 se ha disminuido el porcentaje de personas sin acceso a agua potable en relación con la población estimada por SENPLADES para la ciudad de Loja (27,3% en el 2013 frente al 21% en el 2018).

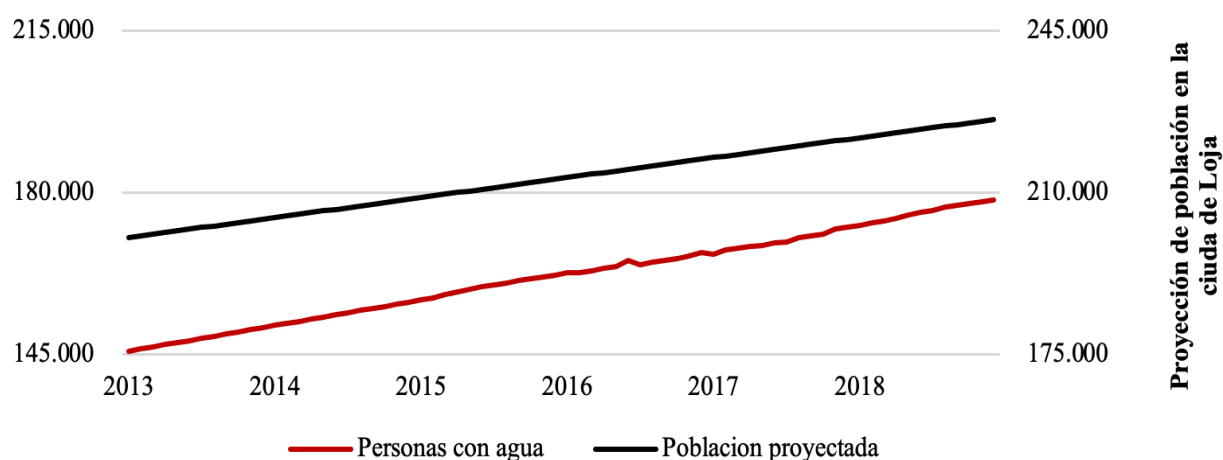


Figura 8: Población de la ciudad de Loja con acceso a agua potable.

### Normalización de indicadores

Los resultados del proceso de normalización de los cinco indicadores seleccionados para esta investigación se muestran en la Tabla 5. GEI, riesgo ambiental y acceso a agua potable tienen puntajes de  $-0.54$ ;  $-0.15$ ; y  $-0.008$  respectivamente lo que clasifican estos indicadores con una resiliencia baja. En relación al uso de energía y contaminación del aire, se muestran con un valor positivo ( $0.14$  y  $0.28$  respectivamente), y posiciona el indicador con una resiliencia moderada para el puntaje final de resiliencia.

Tabla 5. Normalización de indicadores de origen natural y antropogénico por el método de normalización por máximos y mínimos.

	GEI	Uso de energía	Riesgo ambiental	Contaminación aire	Acceso a agua potable
$x^i$	4.478,29	9.322.259,51	28,23	13,43	138.754,86
MIN	25,83	8.615.364,29	5,14	11,07	136.548,16
MAX	24.503,45	10.146.684,75	75,71	14,56	140.987,53
<b>Normalización</b>	<b>-0,54</b>	<b>0,14</b>	<b>-0,15</b>	<b>0,28</b>	<b>-0,008</b>

$x^i$ =primer dato registrado de las bases de datos

### Determinación de la resiliencia ambiental de la ciudad de Loja

El puntaje de normalización para cada indicador se integró en la Ecuación 6. El resultado final del puntaje de resiliencia ambiental es de  $-0,41$ , que, según los rangos de la ecuación 4, este puntaje significa que la ciudad de Loja tiene una resiliencia moderada de acuerdo con los cinco indicadores considerados.

## ■ DISCUSIÓN

### Indicador Riesgo Ambiental

El puntaje general normalizado para el indicador de riesgo ambiental, muestra que Loja tiene una puntuación moderada, donde el evento que se da con mayor frecuencia son los movimientos en masa, sin embargo, las inundaciones provocaron el mayor número de damnificados (844). De acuerdo con UNL *et al.*, (2013) la zona central de la ciudad tiene mayor vulnerabilidad a sufrir inundaciones aunque también hay gran parte del territorio considerado vulnerable a sufrir movimientos en masa (Demoraes & D' ercole, 2001) lo cual se produce por el tipo de topografía, suelo y pendientes de la zona (Aguirre *et al.*, 2015).

Los eventos de origen natural afectan no sólo a las infraestructuras, si no también conduce a la reducción de los flujos turísticos y por ende a la economía de los negocios y rentas locales, convirtiéndose así en un imán de pobreza local. Por ejemplo, en Estados Unidos se encontró que los eventos naturales severos aumentaron las tasas de emigración en 1.5 % y los precios de renta de vivienda se han reducido en 2,5-5% (Boustan *et al.*, 2020; Rosselló, Becken y Santana-Gallego, 2020).

### Indicador uso de energía

El uso de energía tiene la segunda puntuación más alta con respecto a los demás indicadores, el principal motivo es que a pesar que se ha registrado un incremento del uso de energía, el consumo per cápita se ha reducido (Figura 4). El incremento del uso de la energía eléctrica se debe principalmente al crecimiento económico y poblacional de una región y por ende a una mejor calidad de vida (Moghim y Garna, 2019), además, éste indicador se relaciona con factores ecológicos adversos por la quema de combustibles para su producción (Pinzón, 2018).

Sin embargo, de acuerdo con Rentería *et al.*, (2016), en Ecuador existe una relación inversa entre las emisiones de CO<sub>2</sub> y consumo eléctrico ya que en los últimos años se ha optado por el acceso a tecnologías limpias evitando el uso de energías provenientes de combustibles fósiles (Espinoza y Viteri, 2019). A pesar de ello, la proporción de generación térmica (30%) con respecto a la renovable (70%) es aún significativa (Ayala, 2015).

A nivel nacional desde 2009 hasta 2018 se incrementó un 65,56% el consumo de energía, y el sector residencial representó el 37% del total (Urdaneta, 2020). Además, en provincias como Guayas o Pichincha el consumo per cápita anual son superiores a 1000 kWh/hab (ARCONEL, 2018). Por su parte, en la ciudad de Loja en el período entre 2013-2018 también el principal sector de consumo fue el residencial (63,5%) seguido del sector comercial (25,8%); no obstante, el consumo per cápita de la provincia es considerablemente menor al de las principales provincias del país, estimándose en 553 kWh/hab. Considerando que la ciudad de Loja representa en promedio el 42,4% de la población total de la provincia (SENPLADES, 2010), el consumo per cápita sólo para la ciudad se encuentra en 619 kWh/hab, es decir mayor al de la provincia.

### Indicador Calidad de aire

La calidad de aire tuvo una asignación moderada con respecto a su puntaje normalizado. Los resultados encontrados de PM10 no sobrepasan el límite establecido por el TULSMA (PM10 > 50 µg/m<sup>3</sup> de promedio en un año) ni tampoco lo establecido por la OMS (PM10 > 20 µg/m<sup>3</sup>). Sin embargo, hay que tener en cuenta que los datos obtenidos fueron recolectados únicamente en un punto del núcleo urbano, por lo cual no mostraría la realidad de la ciudad.

En Ecuador las mayores concentraciones de contaminación del aire se da en las principales ciudades del país (Moscoso-Vanegas, Astudillo-Alemán y Vázquez-Freire, 2015). Se encontró que en el período 2013-2018 la ciudad de Quito tuvo un promedio de 37,08 µg/m<sup>3</sup>, mientras que Cuenca 36.78 µg/m<sup>3</sup>, valores que sobrepasan los establecido por la OMS.

Factores como zonas con gran influencia de tráfico, las actividades industriales o las variables meteorológicas inciden en la concentración en el aire de  $PM_{10}$  (Zalakeviciute et al., 2020; Rodríguez-Guerra y Cuvi, 2019). En concreto, el tráfico vehicular contribuye en un 60% a las concentraciones de  $PM_{10}$  (Suleiman, Tight y Quinn, 2016). Además, los vehículos viejos, ligeros e impulsados a diésel son los mayores contribuyentes (Madrazo y Clappier, 2018; Breuer *et al.*, 2020). Sin embargo, los vehículos nuevos en la ciudad sólo representan el 4% del total de vehículos matriculados es por ello que en la ciudad de Loja, pese a encontrarse por debajo de los límites permisibles, puede presumirse un incremento de la concentración de  $PM_{10}$  en el aire por la creciente tendencia de vehículos en la ciudad (estadísticas de matriculación Municipio de Loja) (Figura 6) y por el creciente tráfico vehicular registrado en las principales vías de la ciudad (Figura 7).

### **Indicador emisiones GEI**

La emisión de GEI a la atmósfera provoca varios efectos al medio ambiente como el aumento de la temperatura global o un deterioro de la calidad de vida. De estos gases el  $CO_2$  se considera como el principal causante del efecto invernadero ya que constituye el 60% del total de los GEI, y su fuente principal es la quema de combustibles fósiles y la deforestación (Cancelo y Díaz, 2002). Este estudio determinó un total de 1.801.411,7 t $CO_2$  eq emitido en la ciudad de Loja en el período 2013-2018, con un promedio de 300.235,3 t $CO_2$  eq por año y 1,42 t $CO_2$  eq/habitante. Un estudio similar denominado Proyecto Huella de Ciudades llevado a cabo por el Municipio de Loja estableció que en 2015 se emitió 423,878 t $CO_2$  eq y 2 t $CO_2$  eq/habitante. Esta diferencia puede ser debido a que el estudio realizado por el Municipio de Loja se llevó a cabo para todo el cantón, además, se tomaron en cuenta más factores como el  $CO_2$  eq procedente del gas licuado de petróleo y los residuos sólidos.

De este mismo proyecto donde participaron varias ciudades, como La Paz, Santa Cruz de la Sierra, Quito o Lima, registraron una tendencia común, incluyendo Loja, donde el principal generador de  $CO_2$  eq se lo atribuye al sector del transporte seguido del sector residencial (CAF, 2015). Asimismo, en el presente estudio se evidenció esta tendencia mostrando un mayor porcentaje de consumo por galón de combustible en el sector automotriz (93,6%) que del sector industrial (6,4%).

Otro factor importante a tomar en cuenta en la emisiones de  $CO_2$  eq por tipo de combustible en el sector automotriz es que, a pesar que el consumo de diésel produce más  $CO_2$  eq que el consumo de gasolina ( $8,887 \times 10^{-3}$  t $CO_2$  eq/galón de gasolina;  $10,180 \times 10^{-3}$  t $CO_2$  eq/galón de diésel) (Davies *et al.*, 2006), en la ciudad de Loja se estimó que la gasolina fue la que produjo más  $CO_2$ . La razón principal es porque en este período se consumió más gasolina que diésel (54,4% frente a 45,6% respectivamente), sin embargo, es importante mencionar la reducción de esta diferencia en la conversión a t $CO_2$  eq (gasolina 52,7% y diésel 47,3%).

### **Indicador Acceso a agua potable**

A medida que se incrementa la población, también lo hacen sus necesidades. Es por ello que abastecer del líquido vital a toda una ciudad en crecimiento supone un reto para los profesionales encargados de su mantenimiento. En Ecuador cerca del 70 % de la población cuenta con acceso a un suministro seguro de agua potable, sin embargo, tomando en cuenta únicamente el área urbana éste porcentaje asciende a 79,1% (INEC, 2016). Por su parte, en la ciudad de Loja se ha estimado que para 2018 se ha aumentado el porcentaje de personas con acceso a agua potable (de 72,7% en 2013 a 79% en 2018) (Figura 11). Además, a pesar de no considerarse de los cantones con mejor cobertura de agua con respecto a la población, Loja se ha situado entre los cantones con más de 200.000 habitantes que tienen una cobertura superior al 75%, sólo por debajo de los cantones de Quito, Cuenca y Guayaquil (INEC y UNICEF, 2018). No obstante, el porcentaje de personas sin acceso a agua potable es aún significativo, incluso, los barrios periféricos de la ciudad cuentan en su mayoría con sistemas de agua de tipo entubada incumpliendo la norma técnica ecuatoriana de calidad ambiental y de descarga de efluentes (INEN) (García-espínosa y Massa-sánchez, 2016).

## Puntaje ERS

Las ciudades son causa de gran impacto al medio ambiente, por ello promover sostenibilidad y resiliencia en entornos urbanos deben ser prioridad y por lo tanto un desafío (Jabareen, 2013). A pesar de encontrar varias metodologías (OECD, 2016; Suárez *et al.*, 2016; The Rockefeller Foundation, 2016; Schlör *et al.*, 2018; Wan Mohd Rani *et al.*, 2018; FM Global, 2019; Moghim y Garna, 2019) los resultados de cada investigación debe interpretarse bajo las limitaciones de datos y por la metodología adoptada. Para ello es necesario tener en cuenta que determinar la resiliencia de entornos urbanos requiere la integración de varias dimensiones (Ostadtaghizadeh *et al.*, 2015).

Este estudio consideró sólo indicadores de origen natural y antrópico que se relacionan con la dimensión ambiental dentro de la resiliencia urbana, encontrando así una resiliencia moderada para la ciudad de Loja. Una resiliencia moderada se ha definido como una ciudad que puede manejar los desafíos del crecimiento económico y poblacional, sin embargo, las perspectivas a futuro no están claras debido a los desafíos que presenta la ciudad (Moghim y Garna, 2019; Schlör *et al.*, 2018)

A pesar que la escala de estudio es diferente, Moghim y Garna (2019), encontraron también una resiliencia moderada para Ecuador. Además, llegaron a la conclusión que los valores más altos pertenecen a países de Europa ya que las políticas de protección medioambiental han resultado en disminución de GEI por el mayor uso de energías renovables y transportes amigables con el medio ambiente. Al contrario que sucede con países de Sudamerica o Medio Oriente que por ser países productores de petróleo dependen más de los combustibles lo que deriva en mayores esfuerzos económicos por cambiar a energías limpias.

FM Global (2019), tiene una plataforma virtual donde consideraron a 130 países del mundo para la construcción de un índice de resiliencia. De estos 130 países, Ecuador está en el ranking 98 donde la dimensión denominada calidad de riesgo indica la puntuación más baja para Ecuador (9,8/100) debido a su alta exposición a peligros naturales e incendios al igual de lo que se ha estimado para la ciudad de Loja.

El índice de resiliencia desarrollado por Schlör *et al.*, (2018) economic and social pressures on urban systems. The density of urban areas concentrates these pressures especially on food, energy and water (i.e., the FEW nexus, encontraron también que varias ciudades de Europa tienen la más alta resiliencia (en un rango de 0 a 1 como Copenhague con 0.948 u Oslo con 0.945) identificándose así como ciudades con infraestructura de agua y saneamiento en muy buenas condiciones así como el impacto ambiental de la producción, el consumo de energía y el uso de la tierra es relativamente sostenible y está bien gestionado. En este estudio no se consideraron ciudades de Ecuador, sin embargo, otras ciudades de América como La Paz (0,633) o Ciudad de México (0,632) fueron clasificadas en categorías donde se considera que las ciudades tienen están en peligro por los choques externos, pero aun así tienen instituciones que pueden hacer frente a estos desafíos.

## CONCLUSIONES

El puntaje de resiliencia ambiental integrado por los cinco indicadores mostró que la ciudad de Loja tiene una resiliencia moderada (-041). Los indicadores estudiados no muestran valores extremos de contaminación ni de riesgo ambiental, es por ello que no han incidido negativamente para el puntaje final. Es importante tener en cuenta que, si bien Loja es una ciudad en crecimiento, los problemas de contaminación aún no se pueden comparar con ciudades grandes o con una población mayor.

## AGRADECIMIENTO

Al Municipio de Loja, Empresa Eléctrica Regional de Sur, Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífico, quienes apoyaron con información que permitió la realización de la investigación y lograr determinar la resiliencia de ciudad de Loja.

## CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Hernández-Ocampo Raquel Verónica: resumen, Introducción y materiales; Chunchu-Morocho Carlos Guillermo: Análisis estadístico y resultados; García-Matailo Santiago Rafael: Resultados; León-Celi Christian Fernando: Resultados; Castillo-Villalta Jackelinne Andrea: Discusión; Puertas-Azanza Ana Catalina: Conclusiones; Ayora-Apolo Denny Caridad: Recomendaciones; Toledo-Sarango Karen Jhuliana: Fase de campo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, N; Eguiguren, Paúl; Maita, Juan; Coronel, Vanesa; Samaniego, Natalia; Ojeda, Tatiana; Aguirre, Z. (2015). *Vulnerabilidad al cambio climático en la Región Sur del Ecuador: Potenciales impactos en los ecosistemas, producción de biomasa y producción hídrica*. *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Aksoy, S., & Haralick, R. M. (2001). Feature normalization and likelihood-based similarity measures for image retrieval. *Pattern Recognition Letters*, 22(5), 563–582. [https://doi.org/10.1016/S0167-8655\(00\)00112-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8655(00)00112-4)
- Alberico, I., Iavarone, R., & Petrosino, P. (2020). A procedure for the resilience mapping in urban systems exposed to natural hazard: The Ischia Island (southern Italy) test area. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 50(May), 101893. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2020.101893>
- ARCONEL. (2018). Estadísticas Anuales Y Multianual Del Sector Eléctrico Ecuatoriano.
- Ayala, M. (2015). Consumos eléctricos de la ciudad de Loja - Ecuador y la incidencia del parque eólico Villonaco., 50.
- Boustan, L. P., Kahn, M. E., Rhode, P. W., & Yanguas, M. L. (2020). The effect of natural disasters on economic activity in US counties: A century of data. *Journal of Urban Economics*, 118, 103257. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2020.103257>
- Breuer, J. L., Samsun, R. C., Peters, R., & Stolten, D. (2020). The impact of diesel vehicles on NOx and PM10 emissions from road transport in urban morphological zones: A case study in North Rhine-Westphalia, Germany. *Science of the Total Environment*, 727(x), 138583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138583>
- CAF. (2015). *Proyecto huella de ciudades. Resultados estratégicos y guía metodológica*.
- Cancelo, M. T., & Díaz, M. del R. (2002). Emisiones De Co2 Y Crecimiento Económico En Países De La Ue. *Estudios Económicos de Desarrollo Internacional*, 2.
- Chen, C., Xu, L., Zhao, D., Xu, T., & Lei, P. (2020). A new model for describing the urban resilience considering adaptability, resistance and recovery. *Safety Science*, 128(March), 104756. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2020.104756>
- Cutter, S. L., Burton, C. G., & Emrich, C. T. (2010). Disaster Resilience Indicators for Benchmarking Baseline Conditions. *Journal of Homeland Security and Emergency Management*, 7(1). <https://doi.org/10.2202/1547-7355.1732>

- Davies, W., Harnish, J., Oswaldo, L., Mckibbin, S., Saile, S., Wagner, F., & Walsh, M. (2006). CAPÍTULO 3. Combustión Móvil. *Directrices Del IPCC de 2006 Para Los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero*, 78.
- Demoraes, F., & D'ercole, R. (2001). *Cartografía De Las Amenazas De Origen Natural Por Cantón En El Ecuador. Hal archives ouvertes*.
- Du, M., Zhang, X., Wang, Y., Tao, L., & Li, H. (2020). An operationalizing model for measuring urban resilience on land expansion. *Habitat International*, 102(May 2019), 102206. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2020.102206>
- Espinoza, D., & Viteri, C. (2019). Análisis económico de la eliminación del subsidio de la gasolina súper en el Ecuador. *Revista Espacios*, 40, 12.
- FM Global. (2019). 2018 RESILIENCE INDEX ANNUAL REPORT, 20.
- Galarza-Villamar, J. A., Leeuwis, C., Pila-Quinga, G. M., Cecchi, F., & Párraga-Lema, C. M. (2018). Local understanding of disaster risk and livelihood resilience: The case of rice smallholders and floods in Ecuador. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 31(December 2017), 1107–1120. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2018.08.009>
- García-Espinosa, J. C., & Massa-sánchez, P. (2016). Agua de consumo humano y gestión comunitaria. Caso de estudio: Barrios periféricos de la ciudad de Loja. *Huella Económica*, 3, 52–63.
- Haro, L., & Oscullo, J. (2009). Factor Anual de Emisión de CO2 Producido por el Parque Generador del Sistema Nacional Interconectado del Ecuador, Mediante la Aplicación de la Metodología de la Convención Marco Sobre el Cambio Climático UNFCCC, para el Periodo 2009-2014 Annual CO2 Emissi. *Revista Politécnica-Marzo*, 37(1).
- INEC. (2016). Indicadores ODS de agua, saneamiento e higiene en Ecuador, 118.
- INEC, & UNICEF. (2018). *Agua, saneamiento e higiene: medición de los ODS en Ecuador*. Ecuador.
- Jabareen, Y. (2013). Planning the resilient city: Concepts and strategies for coping with climate change and environmental risk. *Cities*, 31, 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2012.05.004>
- Jakob, M. (2017). Energy for Sustainable Development Ecuador 's climate targets : A credible entry point to a low-carbon economy ? *Energy for Sustainable Development*, 39, 91–100. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2017.04.005>
- Jaung, W., Carrasco, L. R., Shaikh, S. F. E. A., Tan, P. Y., & Richards, D. R. (2020). Temperature and air pollution reductions by urban green spaces are highly valued in a tropical city-state. *Urban Forestry and Urban Greening*, 55(December 2019), 126827. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126827>
- Juszczak, P., Tax, D. M. J., & Duin, R. P. W. (2002). Feature scaling in support vector data description. *Proc. ASCI*, 95–102.
- Madrazo, J., & Clappier, A. (2018). Low-cost methodology to estimate vehicle emission factors. *Atmospheric Pollution Research*, 9(2), 322–332. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.10.006>
- Maturana, A. (2011). Evaluación de riesgos y gestión en desastres. 10 preguntas para la década actual. *Revista Médica Clínica Las Condes*, 22(5), 545–555. [https://doi.org/10.1016/s0716-8640\(11\)70465-5](https://doi.org/10.1016/s0716-8640(11)70465-5)
- Meerow, S., Newell, J. P., Stults, M., Zhang, X., & Li, H. (2016). Urban resilience and urban sustainability : What we know and what do not know ? *Cities*, 72(August 2017), 141–148. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.011>
- Moghim, S., & Garna, R. K. (2019). Countries ' classification by environmental resilience. *Environmental Management*, 230(September 2018), 345–354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.090>



- Moscoso-Vanegas, D. L., Astudillo-Alemán, A. L., & Vázquez-Freire, V. E. (2015). Modelamiento de la calidad del aire en la ciudad de Cuenca-Ecuador. *Iteckne*, 12(2), 188–197. <https://doi.org/10.15332/iteckne.v12i2.1245>
- OECD. (2016). *Resilient Cities Policy Highlights of the OECD Report (Preliminary version)*. Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Ostadtaghizadeh, A., Ardalan, A., Paton, D., Jabbari, H., & Khankeh, H. R. (2015). Community disaster resilience: A systematic review on assessment models and tools. *PLoS Currents*, 7(DISASTERS). <https://doi.org/10.1371/currents.dis.f224ef8efbdfcf1d508dd0de4d8210ed>
- Pinzón, K. (2018). Dynamics between energy consumption and economic growth in Ecuador: A granger causality analysis. *Economic Analysis and Policy*, 57, 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2017.09.004>
- PNUMA, NCI, & Municipio de Loja. (2005). *Perspectivas del Medio Ambiente Urbano: Geo Loja*. Loja.
- Rentería, V., Toledo, E., Bravo, D., & Ochoa, D. (2016). Relación entre Emisiones Contaminantes, Crecimiento Económico y Consumo de Energía. El caso de Ecuador 1971-2010. *Revista Politécnica*, 38(1).
- Rodríguez-Guerra, A., & Cuvi, N. (2019). Contaminación del Aire y Justicia Ambiental en Quito, Ecuador. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 8(3), 13–46. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2019v8i3.p13-46>
- Rosselló, J., Becken, S., & Santana-Gallego, M. (2020). The effects of natural disasters on international tourism: A global analysis. *Tourism Management*, 79(January). <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2020.104080>
- Schlör, H., Venghaus, S., & Hake, J. F. (2018). The FEW-Nexus city index – Measuring urban resilience. *Applied Energy*, 210(2017), 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.02.026>
- SENPLADES. (2010). Proyecciones referenciales de población a nivel cantonal-parroquial. Período 2010-2020.
- Suárez, M., Gómez-Baggethun, E., Benayas, J., & Tilbury, D. (2016). Towards an urban resilience index: A case study in 50 Spanish cities. *Sustainability (Switzerland)*, 8(8). <https://doi.org/10.3390/su8080774>
- Suleiman, A., Tight, M. R., & Quinn, A. D. (2016). Assessment and prediction of the impact of road transport on ambient concentrations of particulate matter PM10. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 49(November 2017), 301–312. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.10.010>
- Summerskill, W., Wang, H., & Horton, R. (2018). Healthy cities: key to a healthy future in China. *The Lancet*, 391(10135), 2086–2087. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)30608-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)30608-1)
- The Rockefeller Foundation. (2016). Understanding and Measuring City Resilience, 47. <https://doi.org/London, United Kingdom>
- UNL, SNGR, & PNUD. (2013). *Vulnerabilidad a nivel municipal del Cantón Loja*. Ecuador.
- Urdaneta, M. (2020). Plan de uso eficiente de la energía eléctrica en el eje residencial, comercial y público del Ecuador. In *Revista Ibérica de Sistemas e Tecnologias de Informação* (Vol. 25, pp. 72–86).
- Wan Mohd Rani, W. N. M., Kamarudin, K. H., Razak, K. A., Che Hasan, R., & Mohamad, Z. (2018). Measuring urban resilience using climate disaster resilience index (CDRI). *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 42(4/W9), 237–242. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W9-237-2018>
- Zalakeviciute, R., Rybarczyk, Y., Granda-Albuja, M. G., Diaz-Suarez, M. V., & Alexandrino, K. (2020). Chemical characterization of urban PM10 in the Tropical Andes. *Atmospheric Pollution Research*, 11(2), 343–356. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.11.007>

## Dinámica espacio-temporal del cambio de uso del suelo en la isla Puná del cantón Guayaquil, provincia de Guayas

### Spatio-temporal dynamics of land use change in Puna island, canton of Guayaquil, province of Guayas

Manuel Ramírez-Narváez <sup>1\*</sup>  
Martha Romero-Córdova <sup>1</sup>  
Iván Burneo-Saavedra <sup>1</sup>  
William Zury Rojas <sup>2</sup>  
Aníbal González- González <sup>2</sup>  
Oscar Juela-Sivisaca <sup>2</sup>

1. Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente. Universidad Nacional de Loja (UNL), Ciudadela Guillermo Falconi. Loja, Ecuador.

2. Centro de Investigaciones Territoriales. Universidad Nacional de Loja (UNL), Ciudadela Guillermo Falconi. Loja, Ecuador.

Autor para correspondencia: meramirez@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1081>

RECIBIDO: 16/09/2021

APROBADO: 17/12/2021

## RESUMEN

En la Isla Puná, provincia de Guayas, la explotación extensiva del camarón se ha desarrollado desde principios de la década de los ochenta del siglo pasado. En los últimos años, esta industria se ha ampliado a grandes superficies, dejando como secuela la pérdida de grandes extensiones de bosques de manglar y afectando considerablemente el rol ecológico que tienen estos bosques. En este contexto, la presente investigación buscó determinar el cambio y la cuantificación del uso del suelo, mediante la recolección, procesamiento y clasificación supervisada de imágenes satelitales en cuatro periodos de tiempo utilizando los algoritmos de máxima verosimilitud y máxima secuencialidad *a posteriori*. Para verificar la fiabilidad de los datos obtenidos se elaboró una matriz de confusión y, con ello, se obtuvo el índice Kappa. Los resultados demostraron que la producción camaronera incrementó su superficie de 6 819,30 ha, en 1985, a 13 832,01 ha en 2016, una dinámica que ha generado pérdida de los bosques de manglar, los cuales disminuyeron de 10 931,31 ha, en 1985, a 5 282,82 ha en 2016. Esta disminución en la superficie de manglar equivale a una pérdida neta de 5 648,49 ha y una ganancia neta de superficie destinada a la explotación de camarón de 7 012,71 ha. Con estos resultados, se concluye que no existe un control y aplicación rigurosa de las normativas ambientales que prohíben la tala de bosques de manglar y otras normativas como el decreto 1391 del 2008, que propone como medida regulatoria la reforestación del manglar.

**Palabras claves:** Uso de suelo, producción camaronera, clasificación supervisada, manglar.

## ABSTRACT

In Puná Island, Guayas province, the extensive exploitation of shrimp has developed since the beginning of the eighties of the last century. In recent years, this industry has expanded to large areas, leaving as a consequence the loss of large areas of mangrove forests and considerably affecting the ecological role of these forests. In this context, the present research sought to determine the change and quantification of land use, through the collection, processing and supervised classification of satellite images in four periods of time using the algorithms of maximum likelihood and maximum sequentiality *a posteriori*. To verify the reliability of the data obtained, a confusion matrix was elaborated and, with this, the Kappa index was obtained. The results showed that the surface for shrimp production increased from 6 819.30 ha, in 1985, to 13 832.01 ha in 2016, a dynamic that has generated loss of mangrove forests, which decreased from 10 931.31 ha in 1985, to 5,282.82 ha in 2016. This decrease in the mangrove area is equivalent to a net loss of 5,648.49 ha and a net gain of area destined to shrimp exploitation of 7,012.71 ha. With these results, it is concluded that there is no rigorous control and application of the environmental regulations that prohibit the felling of mangrove forests and other regulations such as Decree 1391 of 2008, which proposes the reforestation of the mangrove as a regulatory measure.

**Keywords:** Land use, shrimp production, supervised classification, mangrove.

## INTRODUCCIÓN

El cambio de uso del suelo hace referencia al reemplazo de un tipo de cobertura por otro, y es medida por la transición de las categorías de cobertura de suelo, debido por ejemplo a la expansión agrícola, la deforestación, o el cambio en la extensión urbana (Veliz, 2015). Los principales impulsores globales del cambio del uso de suelo son el crecimiento poblacional y el crecimiento económico (Montanarella, Pennock, y Mckenzie, 2016). La elevada dinámica en la cobertura del suelo ha generado severos efectos ambientales a diferentes escalas que contribuyen al cambio climático global mediante la emanación de gases de efecto invernadero. Regionalmente los cambios en el uso del suelo han afectado el funcionamiento de las cuencas hidrográficas y de los asentamientos humanos; localmente han inducido a la pérdida y degradación de suelos, a cambios en el microclima y a la pérdida de la diversidad de especies (Ibarra *et al.*, 2011).

En el Ecuador, el cambio en la cobertura del suelo obedece principalmente a la expansión y crecimiento de las actividades productivas, como es el caso de la industria camaronera, la cual se ha intensificado a lo largo de los años (Plaza, 2018). Además de su acelerada expansión, el problema principal de esta actividad radica en su asentamiento sobre zonas de manglar, pasando por alto los servicios ambientales que brindan estos ecosistemas, tales como el secuestro de carbono y el hábitat de diversas especies de aves, peces, crustáceos, reptiles y mamíferos (Beitl, Rahimzadeh-bajgiran, Bravo, Ortega-pacheco, y Bird, 2019).

Un claro ejemplo de la acelerada expansión de las camaroneras en el Ecuador se da en la provincia del Guayas, esta provincia es la principal productora de camarón, y a lo largo de los años ha expandido su producción, y con ello ha generado la pérdida de sus ecosistemas naturales (Palma, 2017). Los registros históricos muestran que la producción camaronera de la provincia del Guayas en la década de 1980 ocupaba una extensión de 10 944,00 ha, incrementándose en el año 2000 a 105 482,00 ha (89.6 %) y, para el año 2017, esta producción se extendió a 138 283,00 ha (92.1 %) (Palma, 2017). El incremento de la industria camaronera en el Guayas significó la pérdida de los bosques de manglar, pues en el transcurso de la década del 80's hasta el año 1999, la superficie de estos bosques disminuyó de 182 157,00 ha a 149 556,00 ha (17.9 %), y para el año 2006 disminuyó considerablemente a 105 219,00 ha de superficie (42.2 %) (Pazmiño, 2010).

Así mismo, en la Isla Puná, ubicada en el cantón Guayaquil, la producción camaronera inició en la década de 1980 con cultivos de tipo extensivo y ocupando considerables superficies de terreno ya en la década de 2010 (Pimental, 2010). La superficie ocupada aproximada para el cultivo de camarón para el 2015 fue de 14 991,9 ha, de las cuales el 90,6% se encontraba en producción según los registros del PDOT del año 2015 de la isla Puná (GAD Parroquial Puna, 2015).

Finalmente, en el presente estudio se planteó la siguiente pregunta de investigación. ¿Cuál ha sido la dinámica superficial del uso de suelo de la producción camaronera en la Isla Puná del cantón Guayaquil, provincia de Guayas en los años 1986, 1996, 2006 y 2018? El objetivo general, permitió determinar la dinámica espacio temporal y cuantificar la evolución del cambio de uso de suelo y cobertura producto de la actividad camaronera en el período comprendido entre 1985 y 2016. Otros objetivos específicos fueron, 1) generar mapas de cambio de uso del suelo perteneciente a los años 1985, 1998, 2003 y 2016 en la Isla Puná del cantón Guayaquil, provincia de Guayas, utilizando herramientas de teledetección, y 2) cuantificar el cambio de uso del suelo en la Isla Puná del cantón Guayaquil, provincia de Guayas, con énfasis en la expansión las superficies destinadas para la producción camaronera y a partir de esta información determinar los efectos ambientales de la expansión camaronera sobre el medio ambiente de la Isla Puná.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La Isla Puná se encuentra ubicada en el golfo de Guayaquil y cuenta con una extensión aproximada de 919 km<sup>2</sup>, considerada la tercera isla más grande de Ecuador. Posee un clima tropical megatérmico árido a semiárido, caracterizado por temperaturas medias anuales de 24 °C, temperaturas máximas que rara vez superan los 32 °C y las mínimas son del orden de los 16 °C. Las precipitaciones anuales son inferiores a 500 mm/m<sup>2</sup> (árido a semiárido) y están concentradas en una sola estación lluviosa (tropical) que va de enero a abril, con una alta irregularidad de la precipitación debido a la imprevista aparición del fenómeno de El Niño. La precipitación anual es de 680 mm/m<sup>2</sup> en su extremo nororiental, y disminuye progresivamente hacia el sur (GAD Parroquial Puna, 2015).

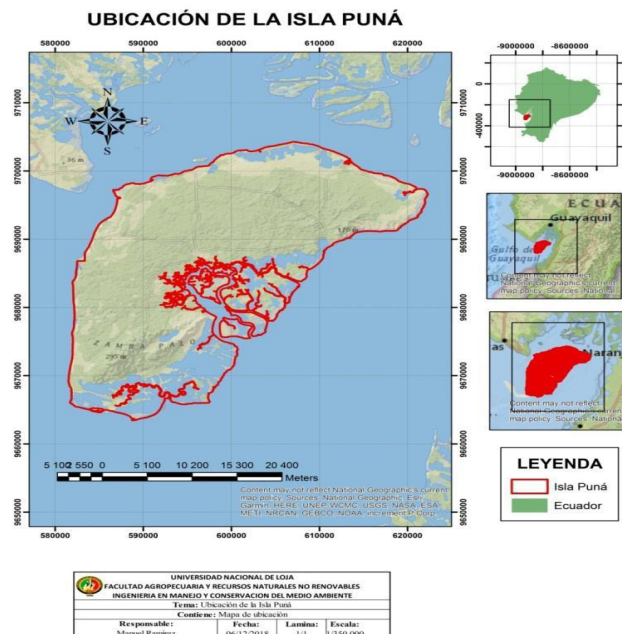


Figura 1. Mapa de ubicación de la Isla Puná

## Recopilación de la Información

La primera etapa de desarrollo de este estudio consistió en recopilar información satelital. Desde el portal web del Servicio Geológico de Estado Unidos (USGS) se descargaron imágenes de los años 1985, 1998, 2003 y 2016 en la página web “science for changing world” (<http://glovis.usgs.gov/>). La información cartográfica complementaria se recopiló del Centro de Investigación Territorial (CIT) de la Universidad Nacional de Loja.

## Preparación de las imágenes satelitales: correcciones y realces

### Correcciones

Mediante el proceso de corrección se analizó el porcentaje de nubes, los problemas de bandeamiento, píxeles perdidos y a partir de ello se procedió a realizar correcciones de tipo geométrico, radiométrico y atmosférico. De esta manera se eliminaron anomalías detectadas en las imágenes, ya sea en su localización o en la radiometría de los píxeles que la componen. Estas operaciones permitieron disponer de los datos en forma más cercana posible a una adquisición idónea, situándolos sobre su posición geográfica correcta (georreferenciación), o reconstruyendo la radiancia detectada por el sensor a partir de los ND de la imagen (Chuvieco, 2008). Estas correcciones se realizaron en el software de acceso libre *GRASS 7.4*.

### Realces

Este proceso se realizó en el software *GRASS 7.4*, con el cual se generaron composiciones de imágenes con el fin de obtener una mejora visual y realce de las imágenes. Para esto se aplicó cada uno de los tres colores primarios (rojo, verde y azul) a una banda distinta de la imagen. La elección de las bandas para realizar la composición y el orden de los colores destinados a cada una depende del tipo de sensor al que corresponda la imagen. Esta composición facilita la cartografía de masas vegetales, láminas de agua y ciudades (Chuvieco, 2008).

## Clasificación digital de las imágenes satelitales

Se introdujo la firma espectral característica de las clases, expresada como los valores más habituales que aparecen para dicha clase. Al asignar la firma espectral se utilizaron zonas de entrenamiento, para ello se delimitó zonas en las que se conocía *a priori* el tipo de clase existente. Esto se realizó con una capa de polígonos adicional que tenga asociado en un campo de la tabla de atributos el tipo de clase presente en dicho polígono. De esta manera, se definió los rasgos generales de esas clases que permitieron identificar clases similares en otros puntos (las zonas de entrenamiento deben cubrir todos los casos particulares de las clases) (Olaya, 2014).

Finalmente, se realizó la clasificación digital de las imágenes, para lo cual, con el fin de obtener una mejor calidad en la clasificación, se utilizó dos algoritmos: el de máxima verosimilitud y máxima secuencialidad *a posteriori*. Este proceso se llevó a cabo en el programa *GRASS 7.4*. Las clases de usos de suelo de la Isla Puná se determinaron en función de las que establece el Ministerio del Ambiente Ecuatoriano (MAE) (ver Tabla 1). Los tipos de cobertura de suelo correspondientes a la Isla Puna son los siguientes:

Tabla 1. Clases de uso de suelo de la Isla Puná

N°	Cobertura (Uso de suelo)	Código
1	Agrícola	Ag
2	Matorral seco	Ms
3	Bosque seco	Bs
4	Camaroneras	Cm
5	Cuerpos de agua	Ca
6	Tierras improductivas	Ti
7	Áreas salinas	As

Por motivos de resolución de las imágenes satelitales en la detección de todas las coberturas, se consideró simplificar los tipos de usos de suelo, tomando en cuenta 7 tipos de cobertura: camaroneras, manglar, nubes, bosque seco-matorral, suelo descubierto, cuerpos de agua-eriales, áreas salinas-playones.

### Detección de cambios en el uso del suelo

Para determinar los cambios del suelo, se trabajó con las imágenes clasificadas anteriormente por cada periodo de tiempo. A partir de ello se determinó las áreas y se cuantificó el cambio en cada tipo de uso de suelo de un periodo de tiempo a otro (1985, 1998, 2003, 2016) mediante el uso del software *QGIS 3.2*.

### Validación de resultados

En la validación de los resultados obtenidos se planteó la siguiente metodología:

- Diseño del muestreo y determinación del número de puntos de referencia.
- Determinación del tipo de cobertura correspondiente a cada punto de referencia.
- Generación de una matriz de confusión para determinar la validez de los resultados (ver Tabla 2).
- Determinar la precisión global y el estadístico Kappa para conocer la fuerza de concordancia y confiabilidad de los resultados de la clasificación supervisada (Chuvienco, 2008).

Tabla 2. Estructura de la matriz de confusión

	Referencia				Total	Exactitud usuario	Error comisión
	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase n			
Clase 1	$X_{11}$				$X_{1+}$	$X_{11}/X_{1+}$	$1-X_{11}/X_{1+}$
Clase 2		$X_{22}$			$X_{2+}$	$X_{22}/X_{2+}$	$1-X_{22}/X_{2+}$
Clase 3			$X_{33}$		$X_{3+}$	$X_{33}/X_{3+}$	$1-X_{33}/X_{3+}$
Clase n				$X_{nn}$	$X_{n+}$	$X_{nn}/X_{n+}$	$1-X_{nn}/X_{n+}$
Total	$X_{+1}$	$X_{+2}$	$X_{+3}$	$X_{+n}$	$\Sigma X_{ij}$		
Exactitud productor	$X_{11}/X_{+1}$	$X_{22}/X_{+2}$	$X_{33}/X_{+3}$	$X_{nn}/X_{+n}$			
Error omisión	$1-X_{11}/X_{+1}$	$1-X_{22}/X_{+2}$	$1-X_{33}/X_{+3}$	$1-X_{nn}/X_{+n}$			

Fuente. Chuvienco E. (2008). Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Barcelona, España. Tercera Edición (p. 501).

## RESULTADOS

Los resultados obtenidos permitieron identificar los diferentes usos de suelo presentes en la Isla Puná durante cuatro periodos. Cabe recalcar que se utilizó dos métodos de clasificación con el fin de contrastar y optar por el mejor de los resultados. De tal manera, para el periodo 1985 el método de mejor clasificación fue el algoritmo de máxima verosimilitud, sin embargo, para los periodos 1998, 2003 y 2016, el algoritmo de máxima secuencialidad *a posteriori* resultó más eficiente en comparación con el anteriormente mencionado.

Los usos de suelo identificados caen dentro de las categorías asignadas a camaroneras, manglar, bosque seco-matorral, suelo descubierto, cuerpos de agua-eriales y áreas salinas-playones (ver Tabla 3). Además, se generó una clase correspondiente a nubes, debido a la presencia de nubosidad en las imágenes disponibles que no afectan las áreas de importancia como las zonas camaroneras y ecosistemas de manglar.

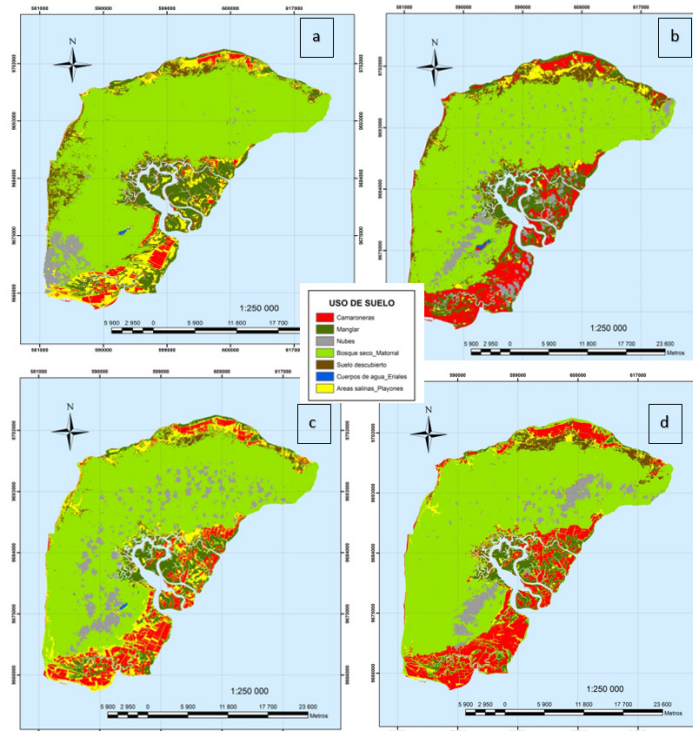


Figura 2. Mapa de la dinámica espacio-temporal de la producción camaronera de los años (a) 1985, (b) 1998, (c) 2003 y (d) 2016.

En el periodo de 1985, la actividad camaronera representa una superficie de 6 819,3 ha, los bosques de manglar 10 931,31 ha y las áreas salinas-playones 5 046,3 ha (ver Figura 2a). La imagen satelital de este año contó con la presencia del 3,70 % de nubosidad, valor poco significativo que no afecta las zonas de mayor interés (camaroneras, bosques de manglar). Para el año de 1998 la actividad camaronera incrementó a 10 720,53 ha (36.4 % de aumento), mientras que los bosques de manglar y áreas salinas-playones disminuyeron de manera significativa a 8 674,56 ha (20.6 % de disminución) y 2 524,23 ha (50 % de disminución) respectivamente (ver Figura 2b); la imagen correspondiente a este año presentó un porcentaje de nubosidad del 6,75 %. En el 2003, la industria camaronera ocupó 8 332,65 ha (18.2 % de aumento), bosque manglar 7 208,19 ha (34.1 % de disminución) y áreas salinas-playones 8 476,38 ha (40.5 % de aumento) (ver Figura 2c); la imagen de este período presentó un porcentaje de nubes de 6,85 %. Con respecto al año 2016 la actividad camaronera alcanzó una superficie de 13 832,01 ha (50.7 % de aumento), los bosques de manglar 5 282,82 ha (51.6 % de disminución) y las áreas salinas-playones 2 508,3 ha (50.3 % de disminución) (ver Figura 2d); en este caso la imagen satelital utilizada presentó un porcentaje de nubosidad de 5,54 %.

### Métodos de clasificación

Para la investigación se utilizó dos métodos de asignación, máxima verosimilitud y máxima secuencialidad *a posteriori*, con el fin de contrastar y optar por el método que ofrezca mejores resultados. De tal manera, para el periodo 1985 el método de asignación que mejor resultados ofrece fue el algoritmo de máxima verosimilitud, sin embargo, para los periodos 1998, 2003 y 2016, el algoritmo de máxima secuencialidad *a posteriori* resultó más eficiente.. Cada uno de estos métodos se adaptó de mejor manera a cada una de las imágenes satelitales, asignando los píxeles a los centros de clase más cercanos y de esta manera eliminando errores como el efecto denominado sal y pimienta en la clasificación de imágenes.

## Cambios de uso de suelo

Los mapas de uso del suelo generados a partir de la clasificación de las imágenes satelitales Landsat, se obtuvieron las superficies y el porcentaje correspondiente a cada una de las coberturas encontradas en la isla Puná, durante el periodo de tiempo en análisis. (ver Tabla 3).

Tabla 3. Cuantificación del cambio de uso del suelo en la Isla Puná

N°	Uso de suelo	1985		1998		2003		2016	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	Camaroneras	6819,3	7,71	10720,53	12,12	8332,65	9,42	13832,01	15,64
2	Manglar	10931,31	12,36	8674,56	9,81	7208,19	8,15	5282,82	5,97
3	Nubes	3271,95	3,70	5970,69	6,75	6053,4	6,85	4896,09	5,54
4	Bosque seco_Matorral	58725,45	66,41	54328,95	61,43	56670,84	64,08	59552,1	67,34
5	Suelo descubierto	3568,95	4,04	6105,87	6,90	1577,52	1,78	2363,85	2,67
6	Cuerpos de agua_Eriales	71,91	0,08	110,34	0,12	116,19	0,13	0	0,00
7	Áreas salinas_Playones	5046,3	5,71	2524,23	2,85	8476,38	9,58	2508,3	2,84
Total		<b>88435,17</b>	<b>100,00</b>	<b>88435,17</b>	<b>100,00</b>	<b>88435,17</b>	<b>100,00</b>	<b>88435,17</b>	<b>100,00</b>

Las coberturas con mayor representatividad corresponden a: manglares y camaroneras, que tienen una extensión positiva en la Isla Puná para su funcionamiento y producción masiva (tabla 3).

La variación de estas cifras se relaciona con dos factores a considerar; el primero por la presencia de nubes en diferentes cantidades en cada periodo, tal como se ha mencionado antes, ya que estas masas se encuentran sobre la superficie de los bosques secos, suelos descubiertos y los cuerpos de agua; y la segunda se debe a las características climáticas que presentó el área de estudio durante los periodos en el cual se obtuvo las imágenes satelitales. Es importante mencionar que las áreas con nubosidad se encuentran presentes mayoritariamente en las zonas que corresponden al bosque seco y matorral, áreas en donde es baja o nula la presencia de camaroneras (tabla 3).

## Validación de resultados

Con la elaboración de la matriz de confusión para cada periodo de estudio, se determinó el índice kappa y se calculó la precisión global, permitiendo verificar el nivel de confiabilidad de los resultados obtenidos (ver Tabla 4):

Tabla 4. Validación de los resultados

Periodo	Precisión global	Índice Kappa	Fuerza de concordancia
1985	94,29	91,52	Muy bueno
1998	85,71	79,00	Bueno
2003	98,57	97,83	Muy bueno
2016	98,57	97,24	Muy bueno

Finalmente, los resultados (tabla 4) del índice Kappa, indican que los periodos 1985, 2003 y 2016, presentan un porcentaje dentro del rango 90 – 100 %, lo que indica una fuerza de concordancia muy buena. El periodo 1998 presenta un porcentaje de 79% que representa una fuerza de concordancia buena.



## ■ DISCUSIÓN

### **Dinámica espacio-temporal de uso del suelo**

La superficie de la Isla Puná presenta diversos usos de suelo, entre ellos las áreas camaroneras (15.64%), bosques secos (67.34%), áreas de conservación como manglares (5.97%) y áreas salinas (2.84 %), las cuales ocupan considerables superficies dentro de la isla (GAD Parroquial Puná, 2015). La dinámica en los usos de suelo mencionados anteriormente, depende de dos factores fundamentales como: el crecimiento poblacional y económico que generan una elevada demanda de productos necesarios para satisfacer las necesidades de la población (Montanarella *et al.*, 2016). Los resultados de esta investigación demuestran que la producción camaronera en la Isla Puná se ha expandido considerablemente a partir de la década de los 80, aproximadamente el 50,7 %, lo que ha dejado como consecuencias la disminución de áreas de importancia ecológica como los manglares. A pesar de la aplicación del decreto N°1391 en el 2008, que permitía reforestar áreas de manglar taladas de manera ilegal para el uso y construcción de piscinas camaroneras, no existen evidencias de resultados positivos, pues las áreas de manglar disminuyeron en la Isla Puná de 7 208,19 ha en 2003 a 5 282,82 ha en 2016, aproximadamente el 26.7%, según los resultados del presente trabajo.

### **Relación Camaroneras, Manglares y Áreas salinas**

En el estudio aplicado a la Isla Puná se obtuvieron cuatro mapas de cambio de uso de suelo correspondientes a los años 1985 (Figura 2a), 1998 (Figura 2b), 2003 (Figura 2c), y 2016 (Figura 2d). Así mismo, a partir de dichos mapas se cuantificó los usos de suelo identificados por cada periodo de tiempo (Tabla 3), en donde se pudo verificar una considerable dinámica en el transcurso de un periodo a otro, hechos que, según la literatura, se deben a eventos ocurridos durante cada periodo de estudio y que es necesario conocer e identificar, para lograr entender la dinámica de los resultados generados en esta investigación:

La acuicultura en la isla empezó a inicios de la década de los 80 con explotación extensiva de camarón (10 000-15 000 m<sup>2</sup>), que, aunque poco tecnificadas lograban excelentes producciones (Pimental, 2010). Según el estudio de Hamilton, Mattola y Sweet (2017), en 1980 la actividad camaronera ocupaba 9 948,00 ha, mientras tanto en los resultados del presente estudio indican que, en el año 1985 la producción camaronera ya ocupaba una superficie aproximada de 6 819,3 ha, actividad establecida en zonas de manglar y zonas salinas donde las condiciones permitían un rápido desarrollo del crustáceo (Armijos, Macuy, Mayorga, Rodríguez, y Clavijo, 2015). Con ello lleva a suponer una pérdida de los ecosistemas de manglar, dado que para ese mismo periodo existía una superficie de 10 931,31 ha. La dinámica de estos resultados corresponde a la primera de las tres etapas de cambio que ha sufrido la actividad acuícola en la región costera del Ecuador, donde se experimentó un periodo de acelerada tasa de deforestación de manglares debido a la expansión de esta actividad, etapa que inició en 1980 (Hamilton *et al.*, 2017).

La expansión de la actividad camaronera creció en la década de 1980 a pesar de existir normativas que prohibían hacerlo en zonas de manglar, entre las principales se puede mencionar el Decreto Supremo 2939-B de 1978, el cual prohibía la explotación de manglares en áreas no delimitadas por la Dirección General de Desarrollo Forestal, la cual en su Art 6 menciona la prohibición de construcción de piscinas para la cría y producción de camarones en áreas cubiertas de manglar. La Ley de Pesca y Desarrollo Pesquero (Reforma de 1985) estableció, en su Art. 47, que quedaba prohibido: a) Destruir o alterar manglares; b) Instalar viveros o piscinas en zonas declaradas de reserva natural. Y, finalmente el Decreto Ejecutivo No. 824, de junio 5 de 1985 en donde se declararon los manglares como propiedad pública y quedaba prohibida su explotación y tala (Romero, 2016).

Entre los años de 1985 a 1998, la superficie dedicada a la producción camaronera se expandió e incrementó su superficie a 10 720,53 ha (12,12 % del total de la superficie), acontecimiento que provocó una pérdida de manglar y áreas salinas, pues para ese mismo año estas áreas presentaron una superficie de 8 674,56 ha (9,81 % del total de la superficie) y 2 524,23 ha (2,85 % del total de la superficie) respectivamente. Los resultados obtenidos para este periodo, presentan cierto grado de similitud a los obtenidos en el estudio realizado por Hamilton *et al.*, (2017), quien determinó que la actividad camaronera de la isla Puná en 1997 ocupaba 10 077,00 ha, y las zonas de manglar ocupaban 8 828,86 ha en el año 2000. Un estudio realizado en el archipiélago de Jambelí, demostró que el periodo entre 1985-1999 se perdieron considerables superficies de manglar, habiendo experimentado una pérdida neta del 49 % para dar paso a la creación de estanques criaderos de camarón (Souza, 2015).

Cabe añadir, que esta dinámica coincide con el acontecimiento que se dio entre los años 1984-1995, con el boom camaronero que acompañado de una fuerte inversión extranjera y la duplicación del número de hectáreas de producción, se expandió la industria camaronera hacia tierras agrícolas, zonas de manglar y salitrales, buscando abaratar costos para aumentar su rápido y lucrativo negocio (Salgado, 2014). De igual manera, para aquel periodo ya se había planteado normativas a favor de la conservación de los manglares, entre ellas estaban la Ley Reformatoria de la Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre de 1990, en la que se declaró a los manglares propiedad del Estado, incluyendo aquellos que se encuentren en áreas privadas, no pudiéndose comprar ni vender este recurso; el Decreto Ejecutivo No. 1907, de 1994, que establecía una veda de tala de manglares y la prohibición de ampliación y construcción de nuevas piscinas camaroneras; y, finalmente, el Decreto Ejecutivo No. 2327, diciembre 22 de 1995, que establecía el Reglamento para la Conservación, Manejo y Explotación del Manglar que declaraba declarando de interés público la conservación, protección y restauración de los bosques de mangle (Comisión Asesora Ambiental, 1999).

En el año 2003, la actividad camaronera tuvo una disminución, a tal punto que llegaron a ocupar una superficie aproximada de 8 332,65 ha (9,42 % del total de la superficie), habiendo perdido una superficie de 2 387,88 ha desde el año 1998. Por otra parte, los bosques de manglar continuaron perdiendo territorio hasta el año 2003, llegando a ocupar 7 208,19 ha (8,15 % del total de la superficie), habiendo perdido 1 466,37 ha de bosque desde el año 1998. En el caso de las áreas salinas, estas ganaron terreno desde el año 1998, y en el año 2003 se estimaba una superficie de 8 476,38 ha (9,58 % del total de la superficie). Según el trabajo realizado por Souza *et al.*, (2015), se menciona que luego del apogeo de la industria camaronera en el año de 1999, la producción del crustáceo detuvo su crecimiento debido a las fuerzas del mercado y White Spot (mancha blanca). El virus de la mancha blanca es una enfermedad en el camarón cultivado que obligó a muchos productores de camarón a abandonar sus estanques, generando grandes pérdidas millonarias de dinero y de cultivos de camarón, hechos que explican el declive de la producción camaronera en este periodo (Ordoñez, 2015; Souza *et al.*, 2015).

A partir del año 2005, cuando finalizó la crisis por el virus de la mancha blanca, la actividad camaronera y su producción comenzaron a recuperarse, y hasta el 2010 según la investigación de Hamilton *et al.*, (2017), la industria camaronera llegó a ocupar 13 243,28 ha, y las zonas de manglar 7 232,15 ha. En este estudio se determinó que años más tarde, en 2016, la actividad camaronera se expandió ligeramente a 13 832,01 ha (15,64 % del total de la superficie). Un comportamiento opuesto ocurrió con los bosques de manglar y las áreas salinas, las cuales fueron disminuyendo hasta llegar a ocupar 5 282,82 ha (5,97 % del total de la superficie) y 2 508,3 ha (2,84 % del total de la superficie) respectivamente en el año 2016. Dados estos resultados se puede verificar que la industria del camarón sigue expandiéndose y las áreas de manglar se continúan perdiendo, tal como lo menciona Hamilton *et al.*, (2017).

En el lapso de 31 años desde 1985, la actividad camaronera ganó 7 012,71 ha de terreno en la isla Puná (50.7 % de aumento), mientras que los bosques de manglar perdieron un aproximado de 5 648,49 ha de territorio (51.6 % de disminución). Pese a la existencia y vigencia de normas, la expansión de camaroneras en zonas de manglar se incrementó y aumentó la tala de los ecosistemas de manglar menoscabando y reduciendo los servicios ambientales que estos brindan. Según (Bournazel, Priyantha, Pulukuttige, Huxham, y Viergever, 2015), al destruir los manglares, se pierden los servicios ecosistémicos que proveen, tales como la captura de carbono y el hábitat de diversas especies de aves, peces, crustáceos, reptiles y mamíferos nativos de la zona. Sin embargo, a pesar de las prácticas nocivas para el medioambiente, la industria camaronera ha recibido siempre el apoyo del gobierno y de los organismos financieros internacionales debido a que se trata de una actividad muy rentable y que, generalmente, es propiedad de empresarios y grupos económicos de poder (Salgado, 2014).

En un estudio realizado en el año 2006, por el Centro de Levantamientos Integrados de Recursos Naturales por Sensores Remotos (CLIRSEN), sobre el estado del manglar en el país, se comprobó que algunas camaroneras que ocupaban áreas mayores a las autorizadas, y también la existencia de camaroneras no concesionadas (Decreto No. 1391, 2008). Frente a tal problemática ambiental, en octubre del 2008, se expidió el Decreto Ejecutivo 1391 que reforma el Reglamento General de la Ley de Pesca, que permite que las camaroneras construidas antes de 1999, en zona de playa o bahía, que ocupan un área mayor a la concedida o que no tienen concesión, puedan regularizar su actividad a cambio de reforestar con manglar el área que el Ministerio del Ambiente determine pertinente (Armijos *et al.*, 2015). Sin embargo, frente a los resultados de esta investigación se ha observado la considerable expansión de piscinas camaroneras, llegando al punto de ocupar y talar zonas pertenecientes a bosques de manglar. Con esto, se puede evidenciar que no existe un cumplimiento en la aplicación de las normativas anteriormente mencionadas, debido a que esta actividad camaronera es una de las más rentables económicamente (Salgado, 2014).

### **Incidencia del porcentaje de nubes en la cuantificación del uso de suelo.**

En cuanto a la clase que representa las nubes, en todos los periodos hay la presencia de nubosidad, teniendo en cuenta que en el año 2003 se encuentra la mayor superficie de esta clase con un valor de 6,85 % (Figura 2c). Sin embargo, como se menciona en trabajos similares la superficie ocupada por nubes no debe superar el 20% (Labrador, Evora, y Arbelo, 2012), por lo tanto el nivel de cobertura actual de nubes no afecta los resultados obtenidos, en especial las áreas que representan mayor interés en el estudio como camaroneras y bosques de manglar. Además, las áreas con nubosidad se encuentran presentes mayoritariamente en las zonas que corresponden al bosque seco y matorral, áreas en donde es baja o nula la presencia de camaroneras.

### **Bosque seco-matorral, suelo descubierto y cuerpos de agua-eriales**

En la Tabla 3, se evidencia la superficie en valores porcentuales que presentan las clases correspondientes a bosque seco-matorral, suelo descubierto y cuerpos de agua-eriales, que presentan considerables variaciones en el transcurso de un periodo a otro. La variación de estos valores se relaciona con dos factores a considerar; el primero por la presencia de nubes en diferentes cantidades de cada periodo, tal como anteriormente se mencionó, ya que estas masas se encuentran sobre la superficie de los bosques secos, suelos descubierto y los cuerpos de agua; también se debe a las características climáticas que presentó el área de estudio durante los periodos en el cual se obtuvo las imágenes satelitales para realizar los procesos de clasificación supervisada.

### **Fiabilidad global y valor del índice kappa**

Finalmente, los resultados han sido validados obteniendo una matriz de confusión para cada periodo de tiempo, a partir de ello se ha obtenido los valores del índice Kappa y la precisión global, permitiendo determinar y verificar la concordancia y confiabilidad de la clasificación supervisada para cada

año. Es conocido que el índice Kappa es una medida de la exactitud de la clasificación, es decir intenta delimitar el grado de ajuste debido solo a la exactitud de la clasificación, prescindiendo de las contribuciones aleatorias, mientras que la matriz de confusión proporciona la fiabilidad global de la clasificación, e indica el porcentaje de píxeles clasificados correctamente, siendo un valor mínimo estandarizado y aceptado del 85% (Arenas *et al.*, 2011). En la Tabla 4, se especifican los valores del índice Kappa, en donde los periodos 1985, 2003 y 2016, que presentan un porcentaje dentro del rango de entre 90 y 100 %, lo que indica una fuerza de concordancia muy buena. El periodo 1998 presenta un porcentaje del 79 % que representa una fuerza de concordancia buena. Un índice de Kappa mayor al 80% indica claramente que la clasificación obtenida no ha sido obtenida por azar (Arenas *et al.*, 2011). Estos valores permiten asegurar que los píxeles han sido clasificados correctamente a la clase que corresponden y discriminados de las clases a las que no corresponden.

## ■ CONCLUSIONES

A partir de los valores del índice de Kappa reportados y la fiabilidad global para las imágenes satelitales examinadas (Tabla 4), y dado que se asume que el valor mínimo estandarizado para la fiabilidad global sea del 85%, mostraron que es posible hacer una clasificación y discriminación en las categorías de estudio seleccionadas.

Con base en nuestro análisis, se ha determinado que durante el lapso de 31 años (1985-2016) la Isla Puná ha experimentado severos cambios de cobertura y de uso de suelo. La actividad camaronera ha alcanzado una superficie neta de 7 012,71 ha correspondiente a un aumento del 50.7 %, mientras que las pérdidas de las superficies del manglar fueron de hasta 5 648,49 ha, aproximadamente una disminución del 51.6 % de las áreas preexistentes. Por otra parte, las áreas salinas alcanzaron hasta el 2016 una extensión de 2508.3 h, lo que significa una reducción del 50.3%

La existencia de normativa legal que regula el uso del suelo y la protección del manglar coincide con el boom de la actividad camaronera en la Isla Puná en los años 1980. Las normativas existentes prohíben la tala de bosques de manglar y otras como el decreto 1391 del 2008, proponen como medida regulatoria la reforestación de los bosques de manglar. A partir de los análisis de la disminución de las superficies de manglar obtenidos en este estudio, se identifica que los controles de las autoridades ambientales son insuficientes, y que en muchos casos la aplicación y cumplimiento de la normativa ambiental es inexistente debido principalmente a medidas coercitivas adecuadas.

## AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigaciones Territoriales (CIT) de la Universidad Nacional de Loja por el apoyo técnico brindado en la presente investigación.

## CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Ramírez Narváez Manuel: Análisis y procesamiento de imágenes satelitales, redacción del documento, Interpretación de resultados. Romero Córdova Martha: Redacción del documento, apoyo en la metodología e interpretación de los resultados. González González Aníbal: Revisión del documento. Burneo Saavedra Iván: Redacción del documento y traducciones. Zury Rojas Willian: apoyo en la redacción del documento. Juela Sivisaca Oscar: Tutor del trabajo de investigación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Arenas, S., Haeger, J. F., Jordano, D. (2011). Aplicación de técnicas de teledetección y GIS sobre imágenes Quickbird para identificar y mapear individuos de peral silvestre (*Pyrus bourgeana*) en bosque esclerófilo mediterráneo. *Revista de Teledetección*, 35, 55-71. Recuperado de [http://www.aet.org.es/revistas/revista35/Numero35\\_07.pdf](http://www.aet.org.es/revistas/revista35/Numero35_07.pdf)
- Armijos, M., Macuy, J., Mayorga, E., Rodríguez, L. y Clavijo, M. (2015). Análisis del impacto económico de la aplicación del Decreto No 1391 en la regularización de la Industria Acuícola Camaronera del Ecuador. *Ciencia UNEMI*, 8, 11-20. Recuperado de <http://repositorio.unemi.edu.ec/xmlui/handle/123456789/3101>
- Beitl, C., Rahimzadeh-Bajgiran, P., Bravo, M., Ortega-Pacheco, D., y Bird, K. (2019). New valuation for defying degradation : Visualizing mangrove forest dynamics and local stewardship with remote sensing in coastal Ecuador. *ELSEVIER*, 98(April 2018), 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.10.024>
- Bournazel, J., Priyantha, M., Pulukuttige, L., Huxham, M., y Viergever, K. (2015). The impacts of shrimp farming on land-use and carbon storage around Puttalam lagoon , Sri Lanka. *ELSEVIER*, 113, 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.05.009>
- Chuvieco, E. (2008). Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio (3.a ed.). Barcelona, España: *Ariel Ciencias*.
- Comisión asesora ambiental, C. (1999). Proyecto de asistencia técnica para la gestión ambiental del Ecuador: Estudio jurídico e institucional sobre la problemática del ecosistema manglar. Cuenca.
- Decreto No.1391. (2008). Reformas al reglamento general, a la Ley de Pesca y Desarrollo Pesquero y texto unificado de legislación pesquera. Ecuador.
- GAD Parroquial Puna. (2015). Actualización del plan de desarrollo y ordenamiento territorial Puná. Guayaquil: *Elizaldes Consultora*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Hamilton, S., Mattola, N., y Sweet, H. (2017). A Spatio Temporal Analysis of Mangrove Loss and Shrimp Farm Expansion in Ecuador ' Coastal Estuaries from the Advent of Commercial Aquaculture to 2014. *ResearchGate*, (December). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26080.58881>
- Ibarra, J., Román, R., Gutiérrez, K., Gaxiola, J., Arias, V. y Bautista, M. (2011). Cambio en la cobertura y uso de suelo en el norte de Jalisco, México: Un análisis del futuro, en un contexto de cambio climático. *Ambiente y Agua*, 6 (2), 111-128. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Labrador, M., Évora, J., y Arbelo, M. (2012). Satélites de Teledetección para la Gestión del Territorio. *Journal of Experimental Psychology: General* (1.a ed., Vol. 136). Canarias: *SATELMAC*.
- Montanarella, L., Pennock, D., y Mckenzie, N. (2016). Estado Mundial del Recurso Suelo. Roma: *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura*.
- Olaya, V. (2014). Sistemas de Información Geográfica (1.a ed.). Girona: *CreateSpace Independent Publishing Platform*.
- Ordoñez, D. (2015). Mejoramiento del proceso productivo del camarón para la empresa camaronera «CAVEYFA» del cantón Santa Rosa, provincia de El Oro (Tesis Ingeniero Industrial). Escuela Politécnica Nacional, Quito.
- Palma, E. (2017). Análisis de la relevancia económica de la industria camaronera en el Ecuador, periodo 2000-2016 (Tesis Economista). Universidad de Guayaquil.

- Pazmiño, R. (2010). Estudio Multitemporal de Manglares, Camaroneras y Áreas Salinas en la costa Ecuatoriana al año 2006. Ecuador: *CLIRSEN*.
- Pimental, O. (2010). Caracterización y propuesta técnica de la acuicultura en la parroquia rural Puná del cantón Guayaquil (Tesis Acuicultor). Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil.
- Plaza, M. (2018). Industria de Acuicultura Estudios Industriales. Orientación estratégica para la toma de decisiones. *ESPAE-ESPOL*, 47. Recuperado de [http://www.espae.espol.edu.ec/wp-content/uploads/2018/01/ei\\_acuicultura.pdf](http://www.espae.espol.edu.ec/wp-content/uploads/2018/01/ei_acuicultura.pdf)
- Romero, C. (2016). Machala amenazada por la pérdida de sus manglares, causas, magnitud y medidas de recuperación (Tesis de maestría Impactos Ambientales). Universidad de Guayaquil.
- Salgado, N. R. (2014). Neoliberalismo e industria camaronera en Ecuador. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 0(15), 55–78. <https://doi.org/10.17141/letrasverdes.15.2014.1257>
- Souza, P., Ramos, E., Tenorio, G., y Alves, P. (2015). Mangrove shrimp farm mapping and productivity on the Brazilian Amazon coast : Environmental and economic reasons for coastal conservation. *ELSEVIER*, 104, 13. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.00>

## Estado actual del uso de marcadores moleculares en el diagnóstico y control genético de enfermedades de naranjilla *Solanum quitoense*

Current status of the use of molecular markers in the diagnosis and genetic control of diseases of *Solanum quitoense*

Patricio Castro-Quedaza <sup>1\*</sup>  
Iván Belesaca-Morocho <sup>1</sup>  
Lourdes Díaz-Granda <sup>1</sup>

<sup>1</sup>.Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador

\*Autor para correspondencia: patricio.castro@ucuenca.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1063>

RECIBIDO: 17/08/2021

APROBADO: 27/10/2021

### RESUMEN

La naranjilla o lulo (*Solanum quitoense*) es un importante cultivo frutal originario del noroeste de Sudamérica que se siembra principalmente en Colombia y Ecuador. Este cultivo tiene cada vez mayor demanda a nivel mundial. Sin embargo, es muy susceptible al ataque de plagas y enfermedades. En el Ecuador, los principales patógenos que atacan a la naranjilla son *Fusarium oxysporum*, *Meloidogyne incognita*. Además, se ha detectado un virus de la familia Tymoviridae, a la que se denominó Naranjilla chlorotic mosaic virus (NarCMV) y un virus que causa mosaico al que se ha denominado Naranjilla mild mosaic virus (NarMMV). La presencia de estos patógenos ha sido detectada con el uso de diferentes técnicas moleculares. El presente reporte presenta el estado actual en el uso de marcadores moleculares, tanto en el diagnóstico de enfermedades, como en la detección de información relacionada a la resistencia en el cultivo de naranjilla.

**Palabras clave:** Naranjilla, marcadores moleculares, enfermedades de la naranjilla

## ■ ABSTRACT

Naranjilla or lulo (*Solanum quitoense*) is an important native fruit crop to northwestern South America. It is planted mainly in Colombia and Ecuador and is increasingly in demand worldwide. However, it is very susceptible to attack by pests and diseases. In Ecuador, the main pathogens that attack naranjilla are *Fusarium oxysporum* and *Meloidogyne incognita*. In addition, a virus of the Tymoviridae family has been detected, which was called Naranjilla chlorotic mosaic virus (NarCMV) and a virus that causes mosaic that has been called Naranjilla mild mosaic virus (NarMMV). Presence of these pathogens has been detected in using different molecular techniques. This report presents the current status in the use of molecular markers, both in diagnosis of diseases and in detection of information related to resistance in naranjilla crop.

**Keywords:** Naranjilla, molecular markers, naranjilla diseases

## ■ INTRODUCCIÓN

La naranjilla o conocido como “lulo” en Colombia es un importante cultivo frutal en Ecuador. Según Whalen y Caruso (1983) las solanáceas de la sección Lasiocarpa se encuentran principalmente en el noreste de Sudamérica y el origen de la naranjilla posiblemente esté entre Colombia y Ecuador (Council, 1989). Es una planta herbácea perenne que pertenece a la familia Solanaceae y cuyo fruto tiene un sabor ácido y exótico (Ramírez *et al.*, 2018).

La naranjilla es considerada como un cultivo con un gran potencial económico. Se utiliza principalmente para hacer jugos, helados, jaleas y otros dulces (Heiser, 1993). Además, se ha encontrado que los frutos de naranjilla presentan compuestos benéficos para la salud, como antioxidantes, carotenoides, compuestos fenólicos, 13-cis- $\beta$ -caroteno, 9-cis- $\beta$ -caroteno, trans- $\beta$ -caroteno, luteína, ácidos clorogénicos, hexósidos en la pulpa y glucósidos de flavonol en la corteza (Gancel *et al.*, 2008; Lim, 2013). También es fuente de vitaminas E, C, B1, B2, B3, B6, provitamina A, minerales (hierro, calcio, fósforo, potasio y nitrógeno), carbohidratos y proteínas (Pratt *et al.*, 2008).

En la Amazonía ecuatoriana la naranjilla constituye una importante fuente de ingresos económicos para los agricultores debido a las condiciones adecuadas para el desarrollo del frutal. La principal variedad cultivada en la Amazonía del Ecuador es *S. quitoense* Var. *quitoense* sin espinas. Los cultivares que más se siembran y comercializan son: el híbrido Puyo (61%), híbrido Palora (38 %) y la variedad común (1 %) (Chong y Andrade, 2001).

## ■ DESARROLLO

### Enfermedades de a naranjilla

La naranjilla a pesar de las inmensas perspectivas de crecimiento en los mercados internacionales se ha visto limitada por la susceptibilidad de las plantas a diferentes plagas y enfermedades. Estos problemas tradicionalmente se resuelven desmontando áreas vírgenes para establecer nuevos cultivos o con la aplicación de productos químicos. Existen diversos estudios que muestran que el uso de sustancias agroquímicas para el control aumenta los costos de producción y también se ha encontrado residuos químicos en las frutas (Sowell y Shively, 2012; Clements *et al.*, 2017). El hongo *F. oxysporum* y los nematodos del nudo de la raíz se han considerado las enfermedades más importantes de la naranjilla (Dennis *et al.*, 1985; Mosquera-Espinosa, 2016); sin embargo, en los últimos años se ha logrado la identificación de enfermedades virales mediante técnicas de biología molecular (Vaca *et al.*, 1999; Gallo *et al.*, 2018).



## Pudrición radicular

Uno de los principales problemas en la naranjilla es la marchitez vascular, causada principalmente por *Fusarium oxysporum* que puede llegar a ocasionar hasta un 80% de pérdidas en el cultivo (Alwang *et al.*, 2002). Se ha demostrado en diversos cultivos que las pérdidas económicas pueden incrementarse cuando se presenta la interacción entre el hongo y el nematodo *Meloidogyne incognita*. Esta interacción se caracteriza por producir una mayor agresividad y un incremento más rápido de la enfermedad (Meena *et al.*, 2016; Kumar *et al.*, 2017; Khan y Sharma, 2020).

La caracterización de aislados del hongo *F. oxysporum* tradicionalmente se ha realizado en base a sus características morfológicas y fenotípicas. No obstante, se ha determinado que los aislados pueden llegar a ser indistinguibles basados únicamente en sus características morfológicas. Así, aislados que pertenecen a una raza particular o una forma especializada del hongo o *forma specialis* (abreviación. f. sp.) no se podrían distinguir de aquellos aislados no patógenos (Boix-Ruíz *et al.*, 2015).



Figura 1. Síntomas del ataque de *F. oxysporum* en naranjilla. A: clorosis en las hojas. B: flacidez generalizada de toda la planta. C y D: daños en el sistema vascular presente en el tallo y raíz (Fuente: Reyna, 2021).

Dentro de los planes de diagnóstico y manejo de una determinada enfermedad en la actualidad, es necesario identificar adecuadamente la raza o forma especializada del agente causal (Leslie y Summerell, 2006; Gao y Zhang, 2013). Para el caso de las solanáceas, no existen al día de hoy condiciones estandarizadas que aseguren la identificación de una raza o forma especializada de *F. oxysporum* en base a características morfológicas, por lo que el uso de técnicas moleculares se considera una importante herramienta complementaria para identificar el agente causal de una enfermedad.

En la identificación de formas especializadas y razas de *F. oxysporum* se ha empleado varios métodos moleculares como RAPD (*Random amplification of polymorphic DNA*), ISSR (*Inter Simple Sequence Repeats*) y RFLP-IGS (*Restriction fragment length polymorphism of intergenic spacers*) (Çolak y Biçici; 2013; Oliveira *et al.*, 2013). Sin embargo, actualmente se utilizan principalmente dos técnicas: RFLP y PCR. Estas técnicas requieren cebadores específicos para cada forma especial o razas y se basan en la detección de un conjunto de pares de bases que están presentes solo en esa f. sp (Boix-Ruíz *et al.*, 2015).

Por ejemplo, con el uso de marcadores moleculares se ha detectado que que la f. sp. *lycopersici* (raza Fol) de *F. oxysporum* segrega varias proteínas únicas, llamadas proteínas “secretadas en el xilema” (Six) durante el proceso infeccioso (Boix-Ruíz *et al.*, 2015). Lievens *et al.* (2009b) utilizaron varias proteínas Six para la identificación de formas especializada y razas de *F. oxysporum* basados en genes de virulencia específicos del huésped. Sus resultados experimentales permitieron el desarrollo de marcadores específicos para estas proteínas, y sus estudios han demostrado que la presencia de la proteína SIX1 puede utilizarse para la identificación inequívoca de la forma *specialis lycopersici*. Además, SIX4 se puede utilizar para la identificación de cepas de la raza 1, mientras que los polimorfismos en SIX3 se pueden aprovechar para diferenciar las cepas de la raza 2 de la raza 3 infeccioso (Boix-Ruíz *et al.*, 2015).

También se ha desarrollado un método PCR con cebadores específicos, basado en los polimorfismos en dos genes que codifican enzimas que degradan la pared celular (endopoligalacturonasa y exopoligalacturonasa), para distinguir aislados japoneses de *F. oxysporum* f. sp. *lycopersici* (Fol) de *F. oxysporum* f. sp. *radicis-lycopersici* (Forl) (Hirano y Arie, 2006).

### Virosis

Las enfermedades causadas por virus en la naranjilla causan pérdidas económicas importantes. Pueden presentar en la naranjilla síntomas como enanismo, amarillamiento, mosaico, enrollamientos de los bordes (Vaca *et al.*, 1999).

En Colombia, se ha detectado la presencia de potivirus en muestras recolectadas en localidades del Departamento de Cundinamarca con la aplicación de dos metodologías: análisis de ARN de doble cadena (dsRNA) y ensayos de RT-PCR empleando cebadores específicos. Se detectó la presencia de potivirus en algunas de las muestras estudiadas, sin embargo, no se encontró correlación entre su aparición y el desarrollo de sintomatología (Vaca *et al.*, 1999).

También se ha determinado la presencia de tres virus de ARN en la naranjilla: el *Cucumber mosaic virus* (CMV), el *Potato yellow vein virus* (PYVV); y el *Alstroemeria necrotic streak virus* (ANSV) con plantas cuyos síntomas incluyen amarillamientos intervenales, mosaicos en las hojas y deformación de brotes. Los tres virus en naranjilla fueron determinados mediante pruebas de RT-PCR y secuenciación Sanger con cebadores específicos diseñados a partir de los datos de NGS (ANSV y CMV), o con cebadores reportados previamente (PYVV) (Gallo *et al.*, 2018).

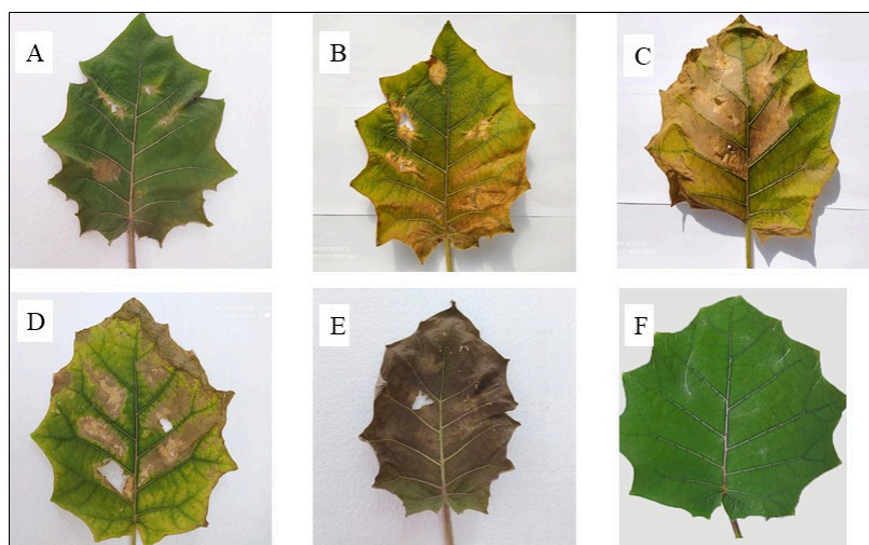


Figura 2. Síntomas inducidos por aislados virales de naranjilla en plantas de *S. quitoense*. A: arrugamientos moderados. B: anillos cloróticos y clorosis intervenal. C: clorosis y enrollamiento de la hoja. D: mosaicos. E: necrosamiento de tejido del ápice de los brotes nuevos. (Fuente: Martínez, 2021).

En Ecuador se ha reportado que diferentes especies de virus causan síntomas en la naranjilla. (Green *et al.*, 2017) reportaron en el cultivar híbrido puyo la primera especie de virus en naranjilla ubicada en la familia Tymoviridae, a la que denominaron como “Naranjilla chlorotic mosaic virus” (NarCMV). El virus produjo mosaico, retraso en el crecimiento, manchas cloróticas en las hojas superiores, necrosis y senescencia, dejando una superficie de hoja perforada. Además, este virus infecta a otras especies de solanáceas como: *N. benthamiana*, berenjena, tomate de árbol, pimiento, con síntomas similares a los mostrados en naranjilla. El genoma entero de 6245 nucleótidos fue amplificado usando RT-PCR y secuenciado utilizando usando la metodología Sanger. Se encontró que el genoma tenía tres ORF típico de los tymovirus. Cornejo-Franco *et al.* (2019) reportaron en el norte de Ecuador un virus que se presenta con mosaicos moderados en naranjilla, al cual lo denominaron como “Naranjilla mild mosaic virus” (NarMMV) usando RT-PCR y el cual fue secuenciado usando la metodología Sanger.

### Nematodos

Los nematodos son parásitos que infectan las raíces de las plantas e inducen la formación de células gigantes de alimentación que conducen a una disminución en la nutrición de las plantas y la absorción de agua. Constituyen un grupo importante de patógenos y causan una pérdida de rendimiento del 7 al 15% en los cultivos agrícolas. Como consecuencia, las plantas pueden mostrar varios síntomas como marchitamiento, retraso del crecimiento, y con rendimientos considerablemente reducidos (Barbary *et al.*, 2015; El-Sappah *et al.*, 2019).

Los nematodos, además de causar daño directo a las plantas, también poseen la capacidad de sinergizarse con otros patógenos que conducen al desarrollo del complejo patológico. La invasión de nematodos puede aumentar la gravedad de enfermedades fúngicas o bacterianas. Los complejos de enfermedades de Fusarium-nematodos que involucran nematodos agalladores, *Meloidogyne* spp. son muy frecuentes y muy dañinos para los cultivos (Khan & Sharma, 2020).

En el caso de la naranjilla, frente a estos problemas de enfermedades que incluyen a los nematodos es común entre los agricultores la práctica de utilizar la tierra para el cultivo de naranjilla mientras su productividad es alta, y cuando esta desciende después de unos años debido a la presencia de enfermedades convertirla la tierra en pastos (Grijalva, 2005). Los nematodos agalladores (*Meloidogyne* spp.) son las plagas de nematodos más importantes del mundo, tanto debido a su amplia distribución y al elevado número de familias y especies de plantas que se ven afectadas, siendo el caso de los cultivos frutales comerciales en Ecuador como la naranjilla. En naranjilla, los fitonematodos del género *Meloidogyne* son los de mayor frecuencia y distribución. Estos causan daño mecánico permitiendo la llegada de otros patógenos y cuya sintomatología en la parte aérea de la planta se observan como marchitez generalizada (Gelpud *et al.*, 2011).

Dennis *et al.* (1985) señalan que las plantas a menudo disminuyen después de dos o tres años de producción, más debido a las plagas que al verdadero envejecimiento de la planta y que el injerto de naranjilla en patrones resistentes a los nematodos podría aumentar la longevidad y la productividad de la planta. El deterioro de la planta es progresivo, se observan hojas cloróticas, defoliación y marchitez, reducción del tamaño de frutos y del periodo de producción, finalmente las plántulas mueren. Lo anterior se relaciona con la reducción en la absorción de nutrientes por el deterioro del sistema radical inducido por las agallas que provoca *Meloidogyne* spp. (Mosquera-Espinoza, 2016). El control de nematodos se hace generalmente con productos químicos, pero estos no son deseables para su uso en la agricultura debido a sus altos costos y efectos peligrosos sobre la salud humana y el medio ambiente, pues reducen la biodiversidad del ecosistema (Castro *et al.*, 2011).



Figura 3. Raíces de naranjilla que presentan deformaciones y agallas debido a la presencia de *Meloidogyne incognita*. (Fuente: Pacheco, 2019).

Dentro del campo de la biología molecular no existen muchos estudios acerca de las interacciones entre la naranjilla y los nematodos de agallas. Se han utilizado cebadores específicos MI-F y MI-R para amplificar segmentos de ADN para confirmar a *M. incognita* como la especie responsable del ataque a la naranjilla u otras solanáceas (Navarrete *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019).

Se han probado especies de solanáceas aparentadas a la naranjilla como *S. hirtum*, las cuales al ser evaluadas mostraron nudos en las raíces, síntoma característico de cultivos afectados por nematodos del género *Meloidogyne*, pero que presentaron valores para el factor de reproducción inferior a *S. quitoense*, y por lo tanto una respuesta de tolerancia (Navarrete *et al.*, 2018).

### Uso de marcadores moleculares en mejoramiento genético en naranjilla

La naranjilla presenta escasa variabilidad genética. Una de las colecciones más grandes de germoplasma de naranjilla se encuentra en Colombia (CORPOICA) (Ramírez *et al.*, 2018). Esta colección ha sido analizada mediante marcadores AFLP y COSII (Fory Sánchez *et al.*, 2010; Bedoya-Reina y Barrero, 2010; Enciso-Rodríguez *et al.*, 2010). Fory Sánchez *et al.* (2010) examinaron los polimorfismos genéticos de la colección y afinidades interespecíficas utilizando marcadores AFLP. Se observó una variabilidad genética más amplia dentro de la sección silvestre de *Lasiocarpa* que en las especies cultivadas *S. quitoense* y *S. sessiliflorum*. También se observó que los híbridos interespecíficos entre *S. hirtum* y *S. quitoense* mostraron una mayor variabilidad genética en contraste con *S. quitoense*.

Bedoya-Reina y Barrero (2010) evaluaron la diversidad de secuencia relativa entre la naranjilla y su pariente silvestre *S. hirtum*, mediante el uso de marcadores COSII. La diversidad de la naranjilla cultivada fue considerablemente menor que la de su pariente silvestre. Algunos genes asociados con resistencia a patógenos y estrés abiótico con alta variabilidad genética se han visto favorecidos tanto en plantas de naranjilla cultivadas como silvestres. Además, Enciso-Rodríguez *et al.* (2010) caracterizaron genéticamente 62 accesiones de naranjilla mediante marcadores basados en PCR desarrollados a partir de genes ortólogos conservados de copia única (COSII) de especies de Solanaceae (Asterid). Encontraron seis marcadores COSII polimórficos para naranjilla con 47 alelos. El análisis genético proporcionó evidencia que indica una alta estructura poblacional, lo que podría ser el resultado de una baja migración entre poblaciones, la adaptación de nichos y la cantidad de marcadores analizados.

En Ecuador, con el fin de obtener materiales con mejores características de productibilidad y resistencia a las principales plagas y enfermedades desde el 2005 el Programa Nacional de Fruticultura del INIAP ha generado una población segregante proveniente de cruzamientos interespecíficos entre *S. quitoense* con solanáceas silvestres. El mejoramiento genético en el cultivo de naranjilla se ha apoyado en la observación tanto morfológica como fisiológica. Hasta el momento estudios realizados han demostrado que miembros de la sección Lasiocarpa como *Solanum vestissimum* y *Solanum hirtum* presentan diversos grados de resistencia a *M. incognita* y a *F. oxysporum* (Ramírez *et al*, 2018).

Estudios de la resistencia genética en la sección Lasiocarpa del género *Solanum* del banco de germoplasma del INIAP, muestran que accesiones especialmente de *Solanum hirtum* presentan una resistencia parcial a estos patógenos. La producción y uso de variedades o híbridos resistentes presentan ciertas desventajas como: la producción de semillas estériles. Además, los segregantes de estas cruas no son totalmente resistentes a enfermedades, especialmente a la marchitez causada por *F. oxysporum*, lo que demuestra que el mejoramiento convencional en la naranjilla no ha solucionado los problemas de su cultivo y producción (Ramírez *et al*, 2018).

### Perspectivas

En los últimos años, el uso de marcadores moleculares ha permitido la identificación de los agentes causales de plagas y enfermedades en el cultivo de naranjilla, con una mayor precisión, ya que en ciertos casos la identificación basada en características morfológicas o daños causados es muy difícil de realizar. Con los avances en el área de la biotecnología vegetal, como el uso de marcadores moleculares se abre la posibilidad de incorporar características deseables en el cultivo de naranjilla, aprovechando la diversidad, para conseguir un mejoramiento dirigido a satisfacer las necesidades específicas de los agricultores y consumidores. Es necesario recalcar que, dentro de un plan integral de manejo de la naranjilla, la resistencia genética es la estrategia más eficiente para el control de enfermedades y el mejoramiento de la calidad de la fruta en suelos donde están presentes tanto *F. oxysporum* como *M. incognita*.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a la Dirección de Investigaciones de la Universidad de Cuenca (DIUC) por el financiamiento para realizar este trabajo.

### BIBLIOGRAFÍA

- Alwang, J., Suárez, C. y Barrera, V. (2002). *Overview of the South American site in Ecuador*. Blacksburg, VA: Integrated Pest Management Collaborative Research Support Program.
- Barbary, A., Djian-Caporalino, C., Palloix, A. y Castagnone-Sereno, P. (2015). Host genetic resistance to root-knot nematodes, *Meloidogyne* spp., in Solanaceae: from genes to the field. *Pest Management Science*, 71(12), 1591–1598. <https://doi.org/10.1002/ps.4091>.
- Bedoya-Reina, O.C. y Barrero, L.S. (2010). Preliminary assessment of COSII gene diversity in lulo and a relative species: Initial identification of genes potentially associated with domestication. *Gene*, 458(1), 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.gene.2010.03.005>.
- Boix-Ruíz, A., Gálvez-Patón, L., de Cara-García, M., Palmero-Llamas, D., Camacho-Ferre, F. y Tello-Marquina, J.C. (2015). Comparison of analytical techniques used to identify tomato-pathogenic strains of *Fusarium oxysporum*. *Phytoparasitica*, 43(4), 471–483. <https://doi.org/10.1007/s12600-014-0444-z>.

- Chong, L., y Andrade, F. (2001). *Exportación de naranjilla en conserva hacia los Estados Unidos y sus efectos en la economía ecuatoriana*. Disponible en: <https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/3519/1/6046.pdf>
- Clements, C., Alwang, J., Barrera, V. y Dominguez, J.M. (2017). Graft is good: the economic and environmental benefits of grafted naranjilla in the Andean region. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32(4), 306–318. <https://doi.org/10.1017/S174217051600020X>.
- Çolak, A. y Biçici, M. (2013). PCR detection of *Fusarium oxysporum* f. sp. radicle-lycopersici and races of *F. oxysporum* f. sp. lycopersici of tomato in protected tomato-growing areas of the eastern Mediterranean region of Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 37, 457–467. <https://doi.org/10.3906/tar-1203-71>.
- Cornejo-Franco, J.F., Alvarez-Quinto, R.A., Grinstead, S., Mollov, D., Karasev, A.V, Ochoa, J. y Quito-Avila, D.F. (2019). A new tymovirus isolated from *Solanum quitoense*: characterization and prevalence in two solanaceous crops in Ecuador. *Plant Disease*, 103(9), 2246–2251. <https://doi.org/10.1094/PDIS-01-19-0113-RE>.
- Council, N.R. (1989). *Lost crops of the Incas: little-known plants of the Andes with promise for worldwide cultivation*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/1398>.
- Dennis, F.G., Herner, R.C. y Camacho, S. (1985). Naranjilla: A potential cash crop for the small farmer in Latin America. *Acta Horticulturae*, 158, 475–481. <http://doi.org/10.17660/ActaHortic.1985.158.55>.
- El-Sappah, A.H., Islam, M.M., El-awady, H. H., Yan, S., Qi, S., Liu, J. y Liang, Y. (2019). Tomato natural resistance genes in controlling the root-knot nematode. *Genes*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/genes10110925>.
- Enciso-Rodríguez, F., Martínez, R., Lobo, M. y Barrero, L.S. (2010). Genetic variation in the Solanaceae fruit bearing species lulo and tree tomato revealed by Conserved Ortholog (COSII) markers. *Genetics and Molecular Biology*, 33(2), 271-278. <https://doi.org/10.1590/S1415-47572010005000016>.
- Fory Sánchez, P.A., Sánchez Mosquera, I., Bohórquez Cháux, A., Ramírez, H., Medina Cano, C.I. y Lobo Arias, M. (2010). Genetic variability of the colombian collection of lulo (*Solanum quitoense* Lam.) and related species of section Lasiocarpa. *Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín*, 63(2), 5465-5476. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=179918602001>.
- Gallo, Y., Toro, L.F., Jaramillo, H., Gutiérrez, P.A. y Marín, M. (2018). Identificación y caracterización molecular del genoma completo de tres virus en cultivos de lulo (*Solanum quitoense*) de Antioquia (Colombia). *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 12(2). <https://doi.org/10.17584/rcch.2018v12i2.7692>.
- Gancel, A.L., Alter, P., Dhuique-Mayer, C., Ruales, J. y Vaillant, F. (2008). Identifying carotenoids and phenolic compounds in naranjilla (*Solanum quitoense* Lam. Var. Puyo Hybrid), an andean fruit. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56(24), 11890–11899. <https://doi.org/10.1021/jf801515p>.
- Gao, R. y Zhang, G. (2013). Potential of DNA barcoding for detecting quarantine fungi. *Phytopathology*, 103, 1103–1107. <http://dx.doi.org/10.1094/PHYTO-12-12-0321-R>.
- Gelpud, C., Mora, E., Salazar, C. y Betancourth, C. (2011). Susceptibilidad de genotipos de *Solanum* spp. al nematodo causante del nudo radical *Meloidogyne* spp. (Chitwood). *Acta Agronómica*, 60(1), 50-67. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169922363005>.
- Green, K.J., Mollov, D., Tran, L.T., Alvarez-Quinto, R.A., Ochoa, J.B., Quito-Avila, D.F. y Karasev, A.V. (2017). Characterization of a new tymovirus causing stunting and chlorotic mosaic in naranjilla (*Solanum quitoense*). *Plant Disease*, 102(5), 911–918. <https://doi.org/10.1094/PDIS-10-17-1534-RE>.

- Grijalva, J. (2005). *Expansion of Livestock in the Amazon and its Impact on Deforestation in the Ecuadorian Context* [dissertation]. Paris France: Institut National Agronomique de Paris-Grignon, National Agronomic University of Paris-Grignon.
- Heiser, C.B. (1993). The naranjilla (*Solanum quitoense*), the cocona (*Solanum sessiliflorum*) and their hybrid. En: *Gene Conservation and Exploitation*. Gustafson J.P., Appels R., Raven P. (eds). Stadler Genetics Symposia Series. Springer, Boston, MA. [https://doi.org/10.1007/978-1-4899-1136-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4899-1136-0_3).
- Hirano, Y. y Arie, T. (2006). PCR-based differentiation of *Fusarium oxysporum* f. sp. lycopersici and radicislycopersici and races of *F. oxysporum* f. sp. lycopersici. *Journal of General Plant Pathology*, 72, 273–283. <https://doi.org/10.1007/s10327-006-0287-7>.
- Khan, M.R. y Sharma, R.K. (2020). Fusarium-nematode wilt disease complexes, etiology and mechanism of development. *Indian Phytopathology*, 73(4), 615–628. <https://doi.org/10.1007/s42360-020-00240-z>.
- Kumar, N., Bhatt, J. y Sharma, R. (2017). Interaction between *Meloidogyne incognita* with *Fusarium oxysporum* f. sp. lycopersici on tomato. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6, 1770–1776. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.608.209>.
- Lim, T.K. (2013). *Solanum lasiocarpum* BT - Edible medicinal and non-medicinal plants: Volume 6, Fruits. In T. K. Lim (Ed.) (pp. 333–335). Dordrecht: Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-5628-1\\_39](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5628-1_39).
- Leslie, J.F. y Summerell, B.A. (2006). *The Fusarium laboratory manual*. Ames, IA, USA: Blackwell Publishing.
- Lievens, B., Van Baarlen, P., Verreth, C., Van Kerckhove, S., Rep, M. y Thomma, B.P. (2009b). Evolutionary relationships between *Fusarium oxysporum* f. sp. lycopersici and *F. oxysporum* f. sp. radicislycopersici isolates inferred from mating type, elongation factor-1a and exopolygalacturonase sequences. *Mycological Research*, 113, 1181–1191. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2009.07.019>.
- Navarrete, X., Ron, L., Viteri, P., y Viera, W. (2018). Parasitism of the root knot nematode *Meloidogyne incognita* (Kofoid and White) chitwood in five wild Solanaceae species. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 71, 8367–8373. <https://doi.org/10.15446/rfna.v71n1.67122>.
- Martínez-Gallardo, J.A., Díaz-Valdés, T., Allende-Molar, R. y Retes-Manjarrez, J.E., Carrillo-Fasio, J.A. (2019). Identificación y distribución de *Meloidogyne* spp. en tomate de Sinaloa México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10, 453–459. <http://dx.doi.org/10.29312/remexca.v10i2.392>.
- Martínez, M. (2021). *Identificación molecular y caracterización de síntomas de aislados virales de naranjilla en 3 especies de la sección Lasiocarpa (S. quitoense, S. hirtum y S. sessiliflorum)*. Tesis Ing. Agr. Universidad de Cuenca.
- Meena, K., Ramyabharathi, S.A., Raguchander, T. y Jonathan, E.I. (2016). Interaction of *Meloidogyne incognita* and *Fusarium oxysporum* in carnation and physiological changes induced in plants due to the interaction. *SAARC Journal of Agriculture*, 14(1). <https://doi.org/10.3329/sja.v14i1.29576>.
- Mosquera-Espinosa, A.T. (2016). Fitonematodos asociados a *Cyphomandra betacea* (Cav.) Sendtn., *Solanum quitoense* Lam. y *Daucus carota* L. en el Departamento de Boyacá, Colombia. *Acta Agronómica*, 65, 87–97. <https://doi.org/10.15446/acag.v65n1.45180>.
- Oliveira, D., Alves, C.M., Barbosa, C., Ribeiro, M. L., Santos, M T., Menezes, V.L., et al. (2013). Identification of races 1, 2 and 3 of *Fusarium oxysporum* f. sp. lycopersici by molecular markers. *African Journal of Microbiological Research*, 7, 2324–2331. <https://doi.org/10.5897/AJMR12.2234>

- Pacheco, L. (2019). *Determinación de la resistencia a Meloidogyne incognita, en tres especies de la sección Lasiocarpa: Solanum quitoense, Solanum hirtum y Solanum sp.* Tesis Ing. Agr. Universidad de Cuenca.
- Pratt, R.C., Francis D.M. y Meneses L.S.B. (2008). Genomics of tropical solanaceous species: established and emerging crops. En: *Genomics of Tropical Crop Plants*. Moore P.H., Ming R. (eds), New York: *Plant Genetics and Genomics: Crops and Models, vol 1*. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-71219-2\\_19](https://doi.org/10.1007/978-0-387-71219-2_19).
- Ramírez, F., Kallarackal, J., & Davenport, T. L. (2018). Lulo (*Solanum quitoense* Lam.) reproductive physiology: A review. *Scientia Horticulturae*, 238, 163–176. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.04.046>.
- Reyna, E. (2021). *Evaluación de la resistencia a la interacción entre Meloidogyne incognita y Fusarium oxysporum en dos especies de la sección Lasiocarpa: Solanum hirtum y Solanum sp.* Tesis Ing. Agr. Universidad de Cuenca.
- Sowell, A. y Shively, G. (2012). Economic and environmental impacts of grafted naranjilla. *Forests, Trees and Livelihoods*, 21(1), 30–43. <https://doi.org/10.1080/14728028.2012.669133>.
- Vaca, J., Torres, I., Peñaranda, J., & Aristizábal, F. (1999). Identificación de potivirus presentes en plantas de lulo (*Solanum quitoense* Lam). *Revista Colombiana de Biotecnología*, 2(2), 9–15. Retrieved from: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/30046>.
- Whalen, M.D. y Caruso, E.E. (1983). Phylogeny in *Solanum* sect. *Lasiocarpa* (Solanaceae): Congruence of Morphological and Molecular Data. *Systematic Botany*, 8(4), 369–380. <https://doi.org/10.2307/2418356>.



## COMUNICACION CORTA

Retos y oportunidades para la gobernanza de restauración forestal en el Ecuador: perspectivas desde de una mesa de trabajo en el III CERP, 2021

### SHORT COMMUNICATION

Challenges and opportunities for the governance or forest restoration in Ecuador: perspectives from a work group at the III CERP, 2021

Manuel Peralvo <sup>1\*</sup>

Jorge Zalles <sup>2</sup>

1. Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecoregión Andina, CONDESAN, Calle Germán Alemán E12-123 y Carlos Arroyo Del Río Quito, Ecuador,

2 Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales-sede Ecuador, FLACSO-Ecuador, Calle La Pradera E7-174 y Av. Diego de Almagro Quito, Ecuador

\* Autor para correspondencia: manuel.peralvo@condesan.org

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v11i2.1168>

RECIBIDO: 20/12/2021

APROBADO: 22/12/2021

## RESUMEN

Se celebró una mesa de trabajo sobre gobernanza para la restauración de paisajes forestales en Ecuador durante el III Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje - CERP 2021. Se pidió a los participantes (n=72) que identifiquen los principales retos y oportunidades que enfrenta la gobernanza de restauración de paisajes forestales en Ecuador. Las discusiones se llevaron a cabo en tres grupos, cada uno enfocado en una dimensión de la gobernanza en particular: (1) articulación intersectorial y planificación participativa a escala de paisaje; (2) integración vertical de gobernanza y restauración; y, (3) gestión de conocimiento y fortalecimiento de la gobernanza. Esta comunicación tiene por objetivo sistematizar y consolidar las reflexiones surgidas en dichos grupos. Luego de una breve introducción se presentan en primer lugar los principales retos y en segundo las principales oportunidades que fueron identificadas y discutidas por los participantes de la mesa de trabajo.

**Palabras clave:** gobernanza, restauración de paisajes forestales, Década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas

## ■ ABSTRACT

A work session on governance for forest landscape restoration took place during the III Ecuadorian Landscape Restoration Congress – CERP 2021. Participants (n=72) were asked to identify the main challenges and opportunities facing the governance of forest landscape restoration in Ecuador. Discussions were conducted in three groups, each one focused on a particular dimension of governance: (1) intersectoral articulation and participatory planning at the landscape scale; (2) vertical integration of governance and restoration; and, (3) knowledge management and strengthening of governance. This communication aims to systematize and summarize the thoughts presented during these discussions. After a brief introduction, we first present the main challenges and then the main opportunities that were identified and considered by participants in this work session.

**Key words:** governance, forest landscape restoration, United Nations Decade on Ecosystem Restoration

## ■ INTRODUCCIÓN

La efectividad y sostenibilidad de iniciativas de restauración del paisaje depende en gran medida de su articulación a los procesos de gobernanza territorial. Por gobernanza territorial se hace referencia a los mecanismos de toma de decisión a distintas escalas que son ejercidos por actores al abordar situaciones de interés común que son específicas a un territorio (Farinós, 2008, 2015). Esto implica la articulación de visiones distintas del futuro deseado de un territorio (Leloup, Moyart y Pecqueur, 2005) a través del manejo de procesos tanto de concertación como de conflicto (Torre, 2016, 2020). La restauración de paisajes incorpora múltiples dimensiones ambientales y sociales que intersecan la gobernanza territorial (ver, por ejemplo, Peralvo *et al.*, 2020; Wiegant *et al.*, 2020). En consecuencia, se reconoce que el éxito de las intervenciones de restauración del paisaje depende en gran medida de la consideración explícita de factores asociados a la gobernanza territorial y sus elementos sociales determinantes (Chazdon *et al.*, 2021; Osborne *et al.*, 2021). De hecho, las dimensiones sociales de la restauración, incluyendo la gobernanza, se contemplan de manera prioritaria dentro de la agenda asociada a la Década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas, 2021-2030 (<https://www.decadeonrestoration.org>; IUCN, 2021; FAO-IUCN-CEM-SER, 2021).

Con estos antecedentes en mente, el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN) y la Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, sede Ecuador (FLACSO-Ecuador) vieron la necesidad de convocar una mesa de trabajo con el fin de promover reflexiones enfocadas en identificar retos y oportunidades para integrar iniciativas de restauración a los procesos de gobernanza territorial en Ecuador. Al efecto se aprovechó la celebración del III Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje - CERP 2021, llevado a cabo de manera virtual entre el 10 y 12 de noviembre, 2021. El objetivo principal de la mesa de trabajo fue identificar retos y oportunidades para articular de mejor forma los procesos de restauración con enfoque de paisaje a la diversidad de dinámicas ecosistémicas, sociales y culturales existentes en Ecuador.

## ■ METODOLOGÍA DE TRABAJO

La mesa de trabajo tuvo dos espacios principales. Al inicio, se presentaron algunas experiencias que han buscado integrar de forma más directa los procesos de restauración de paisajes forestales y la gobernanza territorial. Las presentaciones estuvieron a cargo de: Vicente Solórzano, Coordinador Técnico de la Mancomunidad Bosque Seco; Sergio Torres, Gerente del Programa Nacional de Reforestación; Inty Arcos, investigador de la Fundación Imaymana y Coordinador Técnico de la Mancomunidad del Chocó Andino; y, Daniel Wiegant, estudiante doctoral en la Universidad de Wageningen. Posteriormente, se organizaron grupos de trabajo estructurados alrededor de tres dimensiones y un conjunto de preguntas orientadoras:

### Grupo 1: Articulación intersectorial y planificación participativa a escala de paisaje

¿Cuáles son las principales dificultades que se deben solventar al planificar la articulación de políticas sectoriales en apoyo de esfuerzos locales de restauración?

¿Qué oportunidades de articulación intersectorial podrían aportar de manera más significativa al éxito de los esfuerzos de restauración de paisajes?

¿Cuáles son los principales retos que se enfrentan al momento de incorporar la planificación participativa en la ejecución de iniciativas de restauración?

¿Cómo se pueden fortalecer las oportunidades de planificación participativa en los esfuerzos de restauración de paisajes?

### Grupo 2: Integración vertical de gobernanza y restauración

¿Qué oportunidades ven para que actores a nivel nacional e internacional puedan coordinar mejor con actores locales para promover la restauración que es sensible a la realidad local?

¿Cuáles serían los retos que hay que superar para que actores nacionales e internacionales trabajen hacia el fortalecimiento de arreglos de gobernanza locales que tienen un papel en la restauración?

### Grupo 3: Gestión de conocimiento y fortalecimiento de la gobernanza

¿Cuáles son los vacíos de conocimiento principales en relación al vínculo entre sistemas de gobernanza y restauración?

¿Qué modelos de articulación funcionan mejor para promover la sostenibilidad de procesos de monitoreo de la restauración a largo plazo?

## PRINCIPALES RETOS PARA LA GOBERNANZA DE RESTAURACIÓN EN EL ECUADOR

### 1. Coordinar entre los objetivos de distintos grupos

La restauración es solo una de varias distintas prioridades de gestión territorial para los múltiples grupos sociales que habitan y hacen uso de un paisaje. Si los objetivos de restauración no se integran a las agendas más amplias de desarrollo territorial es difícil que éstos sean incorporados de manera eficiente a la movilización conjunta de recursos. En particular, la restauración de paisajes tiene muchas potenciales aristas de encuentro y sinergia con la construcción o el mantenimiento de infraestructura territorial, un campo de acción que suele ser privilegiado por los gobiernos locales. Por ejemplo, la restauración de humedales puede servir para reforzar infraestructura construida a fin controlar inundaciones.

### 2. Ampliar el abanico de objetivos específicos a la restauración

Los pobladores locales involucrados en esfuerzos de restauración raramente tienen la opción de dedicar sus tierras únicamente a propósitos de restauración, ya que la compensación correspondiente suele ser demasiado baja como para mantener sus medios de vida. Por lo tanto, es necesario que la restauración se conciba como medida que puede lograr un abanico de resultados más amplio que meramente la conservación de biodiversidad o el restablecimiento de servicios ecosistémicos. En particular, la restauración debe contemplar explícitamente soluciones que potencien los modos de vida existentes de pobladores locales, como serían las prácticas agroforestales y silvopastoriles, o en su defecto mitiguen potenciales peligros a los mismos, como el deslizamiento de pendientes pronunciadas utilizadas para pastoreo, por ejemplo.

### 3. Lograr acuerdos en el significado de conceptos básicos

El uso poco normalizado de los distintos términos y conceptos utilizados en la práctica de restauración de paisajes genera dificultades al momento de establecer vínculos entre grupos sociales. La confusión,

por ejemplo, entre restauración y reforestación, genera visiones distintas de lo deseado y acerca de lo requerido para el éxito de una intervención de restauración. Distintas acepciones de un mismo término pueden generar visiones radicalmente distintas de lo que implica el éxito de una intervención, incluyendo la inversión de recursos necesaria para su implementación.

#### *4. Difundir los conocimientos existentes*

Existe un gran acervo de conocimientos técnicos y territoriales que no está siendo movilizado de manera apropiada. En particular, es necesario establecer canales de comunicación con las comunidades locales involucradas en esfuerzos de restauración. Por un lado, son personas cuyo cúmulo de experiencias ofrece mucho valor durante la planificación y ejecución de intervenciones. Por otro, son un público que demuestra interés en aplicar el universo de mejores prácticas que va siendo documentado en círculos científicos y de gestión. Esta dinámica de transferencia de conocimiento aplica igualmente a otros actores clave en la implementación de esfuerzos de restauración: es necesario recabar conocimiento que ya se tiene, pero también llevar ese conocimiento a todos los actores que lo requieran.

#### *5. Llenar vacíos en el conocimiento requerido*

Por otro lado, persisten aún múltiples y acuciantes vacíos en el conocimiento requerido para el éxito de la restauración de paisajes. Esto aplica tanto a conocimientos ecológicos asociados a las técnicas de restauración propiamente dichas, como a conocimientos sociales sobre dinámicas que habilitan la restauración como práctica territorial. Un vacío de particular apremio concierne la falta de consciencia sobre los beneficios de la restauración de paisajes a escalas temporales que trascienden el corto plazo.

#### *6. Fortalecer la institucionalidad pública*

Dados sus amplios horizontes temporales, para ser exitosa la restauración de paisajes requiere de continuidad en el interés público y la consecuente aplicación de recursos. Los constantes cambios en autoridades y técnicos involucrados en gestión territorial, acompañados de poca continuidad en los cargos técnicos de tanto los gobiernos seccionales como el gobierno central, hacen que los ciclos políticos interfieran con la implementación de esfuerzos de restauración. Al respecto, se evidencia una insuficiencia de políticas públicas que garanticen continuidad en los esfuerzos de restauración ejecutados por entidades gubernamentales a todo nivel.

#### *7. Incentivar las capacidades internas, tanto públicas como privadas*

La sustentabilidad de las iniciativas de restauración se asienta en las capacidades internas que demuestran los grupos sociales involucrados. Para poder sustentar iniciativas en el tiempo es necesario contar con personal adecuadamente capacitado, no solo en las técnicas de restauración deseadas, sino también en campos del saber relacionados a la ejecución de proyectos, incluyendo manejo de recursos financieros, logística, etc. Las capacidades institucionales de gestión de todos los participantes en una iniciativa dada deben ser fortalecidas junto con la implementación de actividades de restauración en campo.

#### *8. Encontrar fuentes de financiamiento estable*

La factibilidad de las intervenciones de restauración pasa por la disponibilidad de fondos aplicables a la misma. No se trata únicamente de financiar la intervención o proyecto original, sino también de financiar actividades a más largo plazo, específicamente aquellas relacionadas al monitoreo y el mantenimiento de las áreas restauradas. De hecho, la falta de fondos para monitoreo a largo plazo es uno de los principales escollos que enfrenta la implementación exitosa del ciclo de restauración. La consideración explícita de flujos de fondos es también prioritaria cuando la participación comunitaria en las intervenciones depende de incentivos financieros directos. En la actualidad, las intervenciones de restauración tienen generalmente horizontes temporales demasiado acotados como resultado de insuficiencia de fondos y la lógica de manejar proyectos con ciclos de cuatro o cinco años.

## *9. Priorizar la tenencia de la tierra*

Las intervenciones de restauración necesariamente ocurren sobre suelos que alguien gestiona, sea como dueño o como poseionario. Es por ende que las iniciativas de restauración deben ser sensibles a la situación local de tenencia de la tierra. Muchos potenciales participantes en actividades de restauración requieren la seguridad jurídica que proporciona la titulación de tierras mediante escrituras antes de comprometer sus predios a un proyecto. Las inversiones requeridas por la restauración, sean directas o por medio de lucro cesante, solo se justifican en términos de economía familiar campesina cuando los beneficios resultantes se acumulan en el tiempo raíz de la seguridad en tenencia de tierra.

## **PRINCIPALES OPORTUNIDADES PARA LA GOBERNANZA DE RESTAURACIÓN EN EL ECUADOR**

### *1. Apoyarse en los procesos existentes de planificación*

En el Ecuador los gobiernos autónomos descentralizados a nivel provincial, cantonal y parroquial ya operan bajo un requerimiento de planificación local periódica. Se trata de la elaboración de planes de desarrollo y ordenamiento territorial. En este caso, la institucionalidad de los procesos territoriales de planificación favorece la inserción de temas de restauración en la agenda pública: es más fácil incorporar a la restauración como eje de desarrollo en procesos de planificación que ya se llevan a cabo, que iniciar desde la nada procesos de planificación que incluyan acciones de restauración. Dado su potencial transversalidad, se espera que el tema de restauración sea incorporado a los procesos de planificación existentes sin necesidad de mayor alteración a los esquemas administrativos correspondientes que ya están en operación.

### *2. Impulsar la asociatividad en el nivel meso de gobierno*

El marco jurídico existente en Ecuador permite la asociación de GADs en unidades de gestión coordinada. El principal ejemplo en términos de restauración son las mancomunidades, que hoy en día existen tanto a nivel cantonal como a nivel parroquial. Estos modelos mancomunados de gobierno han demostrado promover la adecuada articulación de objetivos de gestión sostenible del territorio con los objetivos de iniciativas de restauración. La mancomunación adicionalmente ofrece el potencial de poder planificar intervenciones que trasciendan los límites administrativos de cantones y parroquias, límites que en muchas ocasiones no corresponden a dinámicas ecológicas o de cohesión social.

### *3. Replicar mecanismos de transferencia de conocimiento existentes*

En la actualidad ya existen en Ecuador novedosos mecanismos de transferencia de conocimiento sobre la restauración que pueden ser replicados en una diversidad de territorios. En particular, existe un importante acervo de capacidad en la formulación y ejecución de cursos virtuales. Tal es el caso de la Escuela del Agua, impulsada por Senagua, Naturaleza y Cultura Internacional, FORAGUA y FONAPA, o el curso sobre Manejo Sostenible de la Tierra, promovido por CONDESAN en conjunto con la Universidad Andina Simón Bolívar. La capacitación comunitaria es otro campo de acción donde ya existe en el país amplia capacidad instalada para la rápida y eficiente inclusión de temas concernientes a la restauración de paisajes, sea en programas en curso o en programas bajo planificación.

### *4. Potenciar los vínculos con la academia*

La comunidad practicante de restauración en Ecuador se beneficia actualmente de una robusta interacción con el sector académico del país, que aporta con la creación, la sistematización y la difusión de conocimientos pertinentes. El hecho de que los tres congresos ecuatorianos de restauración de paisajes

hayán sido organizados por la Universidad Nacional de Loja y la Universidad del Azuay ejemplifica el rol que tiene la academia en los esfuerzos por institucionalizar la práctica de restauración a nivel nacional. La academia ofrece una gran variedad de potenciales servicios en beneficio de las intervenciones de restauración, desde apoyo técnico en el diseño de intervenciones hasta la permanencia de sistemas de monitoreo a largo plazo. Estas ventajas pueden ser movilizadas tanto por los GADs como la sociedad civil y las organizaciones de base.

#### *5. Optimizar actuales fuentes de financiamiento*

Existen alternativas de financiamiento que hasta el momento no han sido captadas eficientemente para propósitos de restauración en Ecuador. Un conjunto de mecanismos particularmente prometedores está relacionado con la diversidad de operaciones financieras asociadas a la compensación de emisiones de carbono. El aumento en participación de los GADs en actividades de restauración también ofrece nuevas avenidas de financiamiento, a través, por ejemplo, de tasas municipales cuyos fondos asociados están dirigidos a la ejecución y, especialmente, el monitoreo, de intervenciones de restauración. En general, la articulación de intereses de restauración con las agendas de desarrollo territorial es beneficioso para la movilización de fondos necesarios. Al respecto, mecanismos de articulación como las mesas de trabajo de restauración pueden potenciar la participación local y mejorar la articulación con las economías territoriales, promoviendo de esa manera la sostenibilidad financiera de los procesos de restauración.

#### *6. Dinamizar el creciente interés por la restauración*

Asociado al punto anterior, la restauración es un tema que goza de cada vez mayor popularidad, no solo en círculos de gestión de recursos naturales y académicos, sino también con el público en general. Este aumento en el interés permea inclusive las instancias gubernamentales a todo nivel, desde el central hasta el local. Los actores locales interesados en implementar restauración en sus territorios pueden aprovechar esta tendencia para conseguir los apoyos necesarios para el diseño y la ejecución de proyectos relacionados. El cada vez mayor perfil que tiene la restauración sirve adicionalmente para facilitar la búsqueda de los fondos necesarios para llevar a cabo intervenciones relacionadas.

#### *7. Aprovechar el perfil de la Década para la Restauración de los Ecosistemas, 2021-2030.*

La declaratoria oficial por parte de la Organización de las Naciones Unidas de una década enfocada en promocionar e implementar restauración de ecosistemas ofrece una coyuntura favorable para esta práctica. En particular, se espera que el aval de la ONU facilite la creación de nuevas fuentes de financiamiento y apoyo técnico que puedan ser captados por actores ecuatorianos, sean del sector público, del sector privado o de carácter comunitario. Adicionalmente, el esfuerzo comunicativo asociado a la declaratoria puede servir de base para elevar la conciencia pública respecto a la importancia de la restauración, logrando consecuentemente mayor apoyo político para la misma.

### **AGRADECIMIENTOS**

Dejamos constancia de nuestra deuda con los organizadores del III Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje (10-12 noviembre, 2021) por facilitar el espacio necesario para llevar a cabo esta mesa de trabajo. Agradecemos además a los cuatro panelistas cuyas intervenciones dieron inicio a la sesión. Nuestro especial agradecimiento a Daniel Wiegant, quien participó en la conducción de la mesa de trabajo y proporcionó valiosos comentarios a este manuscrito. Finalmente, extendemos nuestro agradecimiento a los más de 70 participantes en la mesa, quienes generosamente dieron de su tiempo y experiencia para asegurar el éxito del evento.

## BIBLIOGRAFÍA

- Chzdon, R. L., Wilson, S. J., Brondizio, E., Guariguata, M. R. y Herbohn, J. (2021). Key challenges for governing forest and landscape restoration across different contexts. *Land Use Policy*, 104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104854>
- FAO-IUCN-CEM-SER. (2021). *Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations Decade 2021–2030*. Roma: FAO.
- Farinós, J. (2008). Gobernanza territorial para el desarrollo sostenible: estado de la cuestión y agenda. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 46, 11-32
- Farinós, J. (2015). Desarrollo territorial y gobernanza: refinando significados desde el debate teórico pensando en la práctica. un intento de aproximación fronteriza. *Desarrollo Regional em debate*, 5, 4-24
- IUCN. (2021). *Science-based ecosystem restoration for the 2020s and beyond*. Gland, Suiza: International Union for the Conservation of Nature.
- Leloup, F., Moyart, L. y Pecqueur, B. (2005). La gouvernance territoriale comme nouveau mode de coordination territoriale? *Géographie Économie Société*, 7, 321-332
- Osborne, T., Brock, S., Chzdon, R., Chomba, S., Garen, E., Gutierrez, V., Lave, R., Lefevre, M. y Sundberg, J. (2021). The political ecology playbook for ecosystem restoration: Principles for effective, equitable, and transformative landscapes. *Global Environmental Change*, 70. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102320>
- Peralvo, M., Lopez, M. F., Duarte, N. y Arcos, I. (2020). “Restauración de bosques andinos en el noroccidente de Pichincha: implicaciones para la gobernanza.” En Bustamante, T. y Zalles, J. I. (eds.), *De la parcela al paisaje: restauración forestal en los Andes ecuatorianos*, 169-201. Quito: Editorial FLACSO Ecuador
- Torre, A. (2016). El rol de la gobernanza territorial y de los conflictos de uso en los procesos de desarrollo de los territorios. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 53, 7-22.
- Torre, A. (2020). Nuevas propuestas para analizar el desarrollo territorial. *Eutopia, Revista de Desarrollo Económico Territorial*, 17, 11-24. doi: 10.17141/eutopia.17.2020.45494
- Wiegant, D., Peralvo, M., van Oel, P. y Dewulf, A. (2020). Five scale challenges in Ecuadorian forest and landscape restoration governance. *Land Use Policy*, 96 (2020), 104686. [doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104686](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104686)



1859

unl

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 Once, Número 2

ISSN: 2528-7818

ISSN 1390-3683

**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](http://www.revistas.unl.edu.ec)

**e-mail:** [bosqueslatitudcero@unl.edu.ec](mailto:bosqueslatitudcero@unl.edu.ec)

Indizada/Resumida en Latindex-Directorio 1.0

**Folio:** 16056

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/>

2021

LOJA-ECUADOR



REVISTA INDEXADA  
BOSQUES LATITUD CERO

latindex  
catálogo 2.0

REDIB  
Red Iberoamericana  
de Innovación y Conocimiento Científico

Google  
Scholar

ROAD  
DIRECTORY  
OF OPEN ACCESS  
SCHOLARLY  
RESOURCES

BASE

**Diseño, Diagramación y Portada:**

*Ing. Vinicio Alvarado Jaramillo*

**Diseño de logotipo:**

*Ing. Vinicio Alvarado Jaramillo*

**Fotografía:**

*Dr. Zhofre Aguirre*

**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