

REVISTA

INVESTIGATIO

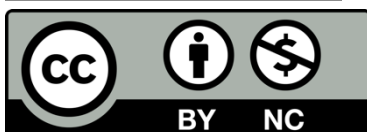
No. 21



Marzo 2024

ISSN 1390-6399 / e-ISSN: 2602-8336

U
UEES



Investigatio

ISSN: 1390 - 6399 • ISSN-e: 2602 - 8336

Edita: Universidad Espíritu Santo © – UEES

Sobre la revista

La Revista INVESTIGATIO es una revista multidisciplinaria de la Universidad Espíritu Santo (UEES), que publica artículos técnicos y científicos originales. La revista busca promover la investigación y la internacionalización de los saberes que caracterizan a la sociedad del conocimiento. Sin ser excluyentes, las áreas prioritarias de la revista son Ciencias Médicas, Ciencias Ambientales, Agronomía, Ciencias Computacionales, Educación Científica, Arquitectura e Ingeniería Civil. INVESTIGATIO circula impresa desde el 2010 (de forma electrónica desde el 2014) y publica un número al año, en el mes de marzo. Se encuentra indizada en Catálogo 2.0 del Sistema Regional de Información en Línea de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal (LATINDEX), en el Repositorio de Recursos Académicos en Acceso Abierto del ISSN International Centre y la Unesco (ROAD), en la Red Iberoamericana de Innovación y Conocimiento Científico (REDIB), en Bielefeld Academic Search Engine (BASE) y, es miembro de la agencia oficial de registro de identificadores de objetos digitales de la Fundación Internacional DOI (CROSSREF); además está registrada en la Matriz de Información para el Análisis de Revistas (MIAR) y la Clasificación Integrada de Revistas Científicas (CIRC).

Consejo editorial

PhD. Fernando Patricio Espinoza Fuente – Editor
Universidad Espíritu Santo, Ecuador

PhD. Antonio R. Gómez-García - Co-Editor
Universidad Espíritu Santo, Ecuador

PhD. Daniela Hidalgo Molina
Universidad Espíritu Santo, Ecuador

PhD. María Claudia Segovia Salcedo
Universidad de las Fuerzas Armadas - ESPE,
Ecuador

PhD. Diego Apolo Buenaño
Universidad Nacional de Educación, Ecuador

PhD. Ángel Gonzalo Fiallos Ordóñez
Departamento de Data Science y Business
Intelligence – Nodel, Ecuador

PhD. José Antonio García – Arroyo
Universidad Nacional de Educación a Distancia,
España

PhD. Rainer W. Bussmann
Museo Nacional de Historia Natural, Bolivia

PhD. Ian Zelaya
Departamento de Agronomía en Iowa State
University, Ames – Iowa, Estados Unidos

Comité editorial

PhD. Geovanny Alvarado Villa
Universidad Espíritu Santo, Ecuador

PhD. Jorge Oswaldo Jara Díaz
Universidad Internacional SEK, Ecuador

PhD. Laurie de los Ángeles Fajardo Ramos
Instituto Venezolano de Investigaciones
Científicas (IVIC), Venezuela

PhD. Franyelit María Suárez Carreño

Universidad de las Américas, Ecuador

PhD. José A. Linares Morales
Universidad Politécnica Territorial de Maracaibo -
UPTMA, Venezuela

PhD. José Manuel Gómez Goitia
Universidad Tecnológica Indoamérica, Ecuador

PhD. Carlos Alberto Severiche Sierra
Investigador asociado Minciencias, Colombia

Coordinación de diseño

Ing. Natascha Ortiz Yáñez, MGP

Avances y Reflexiones en INVESTIGATIO

Estimados lectores,

Es un placer darles la bienvenida a una nueva edición de INVESTIGATIO, donde una vez más nos encontramos con la emoción de compartir conocimientos e investigaciones de vanguardia en Ciencias Médicas, Ciencias Ambientales, Agronomía, Ciencias Computacionales, Educación Científica, Arquitectura e Ingeniería Civil.

En esta ocasión, nos complace destacar el compromiso continuo de nuestra revista con la excelencia académica y la innovación en el campo de ciencias ambientales y medicina. Desde su fundación, hemos trabajado incansablemente para proporcionar un foro de alta calidad donde investigadores, académicos y profesionales pueden compartir sus ideas, descubrimientos y reflexiones críticas.

En este número, presentamos una variedad de artículos que abordan temas de gran relevancia y actualidad. Desde estudios empíricos hasta revisiones exhaustivas, cada contribución refleja el compromiso de nuestros autores con la excelencia y la originalidad en la investigación científica.

Además de las contribuciones originales, también nos complace ofrecerles una selección de reseñas de libros y entrevistas con destacados expertos en el campo. Creemos que estas adiciones complementarias enriquecen aún más la experiencia de nuestros lectores al proporcionar un contexto más amplio y una visión profunda de los temas discutidos en nuestras páginas.

Asimismo, es importante destacar el esfuerzo continuo de nuestro equipo editorial y de revisores expertos que han dedicado su tiempo.



Antonio R. Gómez García, PhD

Co-Editor
Revista INVESTIGATIO
<https://revistas.uees.edu.ec/index.php/IRR>
agomezg@uees.edu.ec

Sumario

Editorial temática: Simulación Clínica, Enseñanza de Calidad y Seguridad en Ciencias de la Salud de la UEES

Johnny Jerez Castañeda

Cordillera Chongón-Colonche: Evaluando la pérdida forestal y la necesidad de un nuevo estatus de conservación

Cristian Barros-Diaz

Págs. 1 – 21

Reporte de un accidente de Trabajo *in itinere* calificado por el Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social

Ivan Cornejo Cartagena

Págs. 22 – 28

Análisis de la variabilidad en la cobertura de Manglares en las Islas Galápagos a través de un Análisis Multitemporal con imágenes satelitales Landsat 7 y Landsat 8.

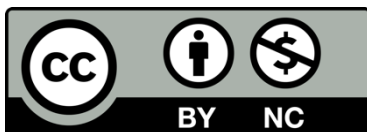
Estefanía Caridad Avilés Sacoto y Zuley Estefanía León Paredes

Págs. 29 – 47

Estado actual de la Cobertura Arbórea de Ecuador y sus Regiones Naturales. Oportunidades para mejorar los Programas de Conservación

Cristian Barros-Diaz

Págs. 48 - 82



Investigatio

ISSN: 1390 - 6399 • ISSN-e: 2602 - 8336

Edita: Universidad Espíritu Santo © – UEES

Simulación Clínica, Enseñanza de Calidad y Seguridad en Ciencias de la Salud de la UEES

Simulation, Quality and Safety Education in Health Sciences at the UEES

Johnny Jerez Castañeda¹  0000-0002-6287-1704

¹ Médico especialista en Emergencias y Desastres. Hospital General del Norte de Guayaquil Los Ceibos. Docente de la Escuela de la Marina Mercante del Ecuador. Docente de Simulación Clínica, Medicina Pregrado y Posgrado SIMUEES

Cita: Jerez Castañeda, J. (2024). *SIMULACIÓN CLINICA, ENSEÑANZA DE CALIDAD Y SEGURIDAD EN CIENCIAS DE LA SALUD DE LA UEES. INVESTIGATIO, 1(21).*

<https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.1>

Fechas · Dates

Recibido: 17.01.2023

Aceptado: 24.04.2023

Publicado: 27.03.2024

Correspondencia · Corresponding Author

Johnny Jerez Castañeda

Médico especialista en Emergencias y Desastres. Hospital General del Norte de Guayaquil Los Ceibos. Docente de la Escuela de la Marina Mercante del Ecuador.

johnmednavy@yahoo.com

Editorial temático

El 2020 será recordado en el mundo, como el año en que el Covid-19 cambió a la educación superior, ya que la crisis sanitaria obligó a las universidades ecuatorianas a suspender las clases presenciales y con los docentes pasaron desde la docencia presencial a la docencia virtual. En estas difíciles circunstancias, hubo necesidad de nuevos y desafiantes cambios que dio interesantes oportunidades para soluciones creativas en la educación.

Es así como los docentes de la Universidad, realizan un análisis y apoyados en los últimos cambios a nivel mundial identifican en vista al desarrollo tecnológico y las múltiples necesidades educativas incrementar los procesos y cursos creados en un inicio para la docencia en emergencia ahora para cursos en docencia on line y uso de más simuladores para intervenir de mejor manera en la educación interprofesional.

Han pasado muchos años en los que el profesor creaba su currículum y el entrenamiento clínico de los estudiantes se limitaba a los encuentros pasajeros con los pacientes en las áreas clínicas del hospital.

En los países anglosajones y en Estados Unidos, el currículum clásico introducido por Abraham Flexner en 1911, con el que se enseñaba a estudiantes los principios de las ciencias biomédicas básicas antes de acceder a las materias clínicas, se ha modificado sustancialmente o sustituido por otros que han incorporado nuevas metodologías y técnicas docentes.¹

Hoy la OMS recomienda reforzar la educación interprofesional (EIP) para fomentar las competencias de los estudiantes de ciencias de la salud con el fin de mejorar la salud de la población.² La educación definida por la propia OMS como un proceso en el cual los estudiantes de diferentes carreras de salud aprenden juntos durante algún período de su formación con el objetivo de trabajar juntos en el futuro para prevenir o curar la enfermedad, rehabilitar y promocionar la salud.²

Un buen método para fomentar dicha educación es a través de la simulación clínica.³ La simulación clínica es una técnica y herramienta educativa con la que se favorece la adquisición de ciertas habilidades técnicas y competencias necesarias para el cuidado de la salud.⁴

El origen de la simulación en la docencia moderna se da inicialmente en el ámbito militar, siendo esto debido en parte a cuestiones táctico-estratégicas y también por la necesidad de conocer el funcionamiento y adaptabilidad a entornos hostiles de los nuevos armamentos, aparatos, vehículos y diferentes medios dotados de tecnología avanzada. El salto a la docencia civil se da gracias a los exigentes planes de seguridad en el ámbito de la aviación y la aparición de los simuladores de vuelo. En el ámbito de la formación médica en el siglo XX, aparecen los primeros simuladores en EEUU en los años 60 y también en ese campo se ha logrado desarrollar simuladores robotizados con unos niveles de realismo y de respuesta cada vez más avanzados, siendo la marina de Estados Unidos los primeros en utilizar las computadoras de la segunda generación para crear el primer simulador de vuelo.⁵ Tanto en el campo de la formación de pilotos como en el de la medicina, la simulación ha alcanzado altísimos niveles de innovación y la mejora de los resultados que con su formación se logra.⁶

Los avances tecnológicos en simulación han logrado un cambio en el paradigma de la educación dirigiendo su atención en la adquisición de nuevas competencias y habilidades necesarias para la práctica de los estudiantes en las ciencias de la salud tanto en medicina como enfermería donde se puede conocer, aprender e interactuar de forma real con el paciente unas veces y otras como observador.

Esta metodología docente está presente la Universidad desde el año 2015 que se la imparte a través del laboratorio de Simulación Clínica situado en el segundo piso de nuestra Facultad de Ciencias de la Salud cuenta con una experiencia clínica en sus estudiantes de medicina en escenarios virtuales con simuladores de pacientes, lo que ha demostrado una mejor facilidad de interacción, confianza y seguridad sobre todo en maniobras o procedimientos invasivos, utilizando modelos mecánicos, electrónicos y escenarios específicos.

El laboratorio de Simulación cuenta con equipos de alta tecnología para mejorar las destrezas, competencias y habilidades de los futuros profesionales de la salud en un ambiente seguro y de aprendizaje continuo, pero es necesario ampliar su oferta debido a la demanda alcanzada tanto en número de alumnos como de simuladores. Las aplicaciones de la simulación son múltiples y variadas, cuentan con un potencial ilimitado.

Debido al avance tecnológico y con el propósito de fomentar las habilidades técnicas y de comunicación, análisis y trabajo en equipo que implique a un mejor desempeño de los docentes y estudiantes sin comprometer la seguridad y la salud de los pacientes ha decidido ampliar su oferta académica.

La necesidad de establecer una cultura de seguridad para el paciente y de brindar calidad en su atención, han favorecido el desarrollo acelerado de la simulación en la Educación Médica a nivel global. De forma tradicional el principio era. “Ver uno, hacer uno y enseñar uno”, se ha propuesto un cambio en esa norma de enseñanza clínica. La simulación en la Educación Médica con el fin de reducir esa brecha educativa maneja el principio de ese cambio en: “ver uno” y “hacer uno”.⁷

La simulación en la Educación Médica sirve como plataforma para la educación médica de pregrado, posgrado y educación médica continua porque provee a los estudiantes y profesionales en la salud la oportunidad para conocer nuevos avances y procedimientos, favorece la búsqueda de diversas áreas con deficiencia en competencias y provee de poderosas herramientas de intervención para mejorar las habilidades que requieren mayor entrenamiento como cuidados intensivos, cardiología, anestesiología, hospitalización, salas de parto, quirófano, urgencias entre otras.

A nivel mundial existen movimientos para los derechos de los pacientes en los cuales se establece que la simulación debe ser utilizada con fines educativos antes de poner en riesgo la seguridad del paciente.⁸

En el mundo existen cientos de reportes de investigación en diferentes revisiones que revelan que la Educación Médica basada en simulación es una intervención educativa que favorece la adquisición de ciertas competencias, las cuales pueden ser medidas en el laboratorio educativo.⁹

Las mejoras de las competencias y dominios que lograremos con los estudiantes son en la parte técnica: mejorar habilidades clínicas, procedimientos prácticos, investigación y tratamientos del paciente, mejorar las habilidades de comunicación y habilidades para la búsqueda de información médica; académicas: incrementar conocimientos de las ciencias básicas y clínicas, habilidades para la toma de decisiones, razonamiento y juicio clínico; personales: desarrollo personal y trabajo en equipo.

La enseñanza por simulación permite reducir el periodo en la curva de aprendizaje cognitivo y acorta el tiempo de aprendizaje de habilidades o destrezas técnicas y mejorar la efectividad del aprendizaje, entre otras razones porque permite:⁶

- La posibilidad de hacer repeticiones durante la práctica las veces que sea necesario.
- Utiliza el error virtualmente hasta las últimas consecuencias sin repercusión ética y legal.
- Permite aprender del error sin causar daño.

- Suplir la falta de experiencia clínica y los fallos de coordinación de equipo.
- Aprender en diferentes circunstancias o entornos, desde los más simples a los más complejos, desde los más habituales a los menos frecuentes.
- Recibir un feedback en tiempo real de los profesores y compañeros, además de favorecer a la reflexión personal.
- Realizar una evaluación de carácter sumativo al proveer un escenario estandarizado, reproducible y objetivo.
- Secuenciar los contenidos según el ritmo del que aprende.

Estoy seguro que, con ello y con el afán de innovar y enriquecer los contenidos curriculares en la creación del nuevo Centro de Simulación mejoraremos los conocimientos, habilidades y destrezas de los docentes y estudiantes en nuestra Universidad, buscando formar profesionales competentes y de alta calidad capaces de proponer a sus pacientes una atención segura y del más alto nivel. La experiencia adquirida en otras facultades ha demostrado que no solo es imprescindible disponer de una unidad más grande o más compleja, sino organizar un comité o cátedra, actuando por encima de los intereses departamentales, en conjunción con los equipos decanales, impulsen el cambio para desarrollar nuevos programas, guías y protocolos del Centro. Un medio de calidad como es el Centro de Simulación clínica, ayuda extraordinariamente y son eficientes cuando los objetivos formativos están bien fundamentados en los principios pedagógicos que deben guiar toda actividad educativa. Como lograr este objetivo es nuestro reto.

Conclusión

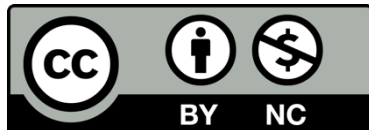
La simulación como técnica y herramienta en la enseñanza en ciencias de salud nunca podrá reemplazar al paciente ni mucho menos la esencia del contacto médico-paciente pero si mediante la utilización de sus modelos mecánicos, virtuales, eléctricos y electrónicos las maniobras y técnicas aprendidas ofrecerán al estudiante las destrezas necesarias para enfrentar al paciente el momento adecuado. La simulación ha demostrado que puede ser empleada e insertada en cualquier nivel académico, contribuyendo a mejorar los procesos de enseñanza-aprendizaje, evaluación, mejorar la seguridad de atención y el control de calidad tanto del docente como del estudiante. A través de la acción que genera la simulación vamos a aprender. La simulación es un motor de la práctica para buscar la excelencia continua.

“La inteligencia no se mide por cuántas operaciones o cálculos se pueden hacer, la inteligencia se mide por la creatividad y la imaginación de cada individuo, lo demás es solo memoria.” Anónimo.

Referencias

1. Barzansky, B, Etzel Sl. Eduational Programs in US medical Scool, 2003-2004. JAMA. 2004;292:1025-31.

2. World Health Organization. Framework for action on interprofessional education and collaborative practice. Geneva: Department of Human Resources for Health; 2010.
3. Palaganas JC, Epps C, Raemer DB. A history of simulation-enhanced interprofessional education. *J Interprof Care*. 2014; 8 (2): 110-15
4. Andrea Dávila-Cervantes. Simulación en Educación Médica. *Investigación en Educación médica*. Vol. 3 Núm. 10 2014: 100-105.
5. Gouch V, Whitehall S. Universal tyre test machine. *Proc. 9th Int. Technology Congr. FISITA 1962*: 117-137
6. Gregorio Maneru Zunzarren, Universidad de Navarra, Navarra, España. *Revista Internacional de Humanidades* Vol 1, Num 2, 2012.
7. Akaibe M, Fukutomi M, Nagamune, et al. Simulation-based medical education in clinical skills laboratory. *J. Med Invest* 2012; 59:28-35
8. Ziv A, Rubin O, Sidi A, et al. Credentialing and certifying with simulation. *Anesthesiol Clin* 2007; 25 (2) :261-269.
9. Issenberg SB, McGaghie WC, Hart IR, et al. Simulation technology for health care professional skills training and assessment. *JAMA* 1999; 282:861-866.



Investigatio

ISSN: 1390 - 6399 • ISSN-e: 2602 - 8336

Edita: Universidad Espíritu Santo © – UEES

Cordillera Chongón-Colonche: Evaluando la pérdida forestal y la necesidad de un nuevo estatus de conservación

Cordillera Chongón-Colonche: Assessing forest loss and the need for a new conservation status

Cristian Barros-Díaz ¹  0000-0003-0727-7996

¹Fundación para la Conservación e Investigación JaPu, Francisco de Marcos 330 entre Chile y Chimborazo, Guayaquil, Ecuador.

²Facultad de Ciencias Naturales, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Av. 12 de octubre y Vicente Ramón Roca Quito, Pichincha, Ecuador.

Cita: Barros-Díaz, C. (2024). *Cordillera Chongón-Colonche: Evaluando la pérdida forestal y la necesidad de un nuevo estatus de conservación*. *INVESTIGATIO*, 1(21). <https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.2>

Fechas · Dates

Recibido: 10.05.2023
Aceptado: 10.12.2023
Publicado: 27.03.2024

Correspondencia · Corresponding Author

Cristian Barros-Díaz
Fundación para la Conservación e Investigación JaPu, Francisco de Marcos 330 entre Chile y Chimborazo, Guayaquil, Ecuador
c.barros@japufundacion.org

Resumen

La cordillera Chongón Colonche (CCHC) forma parte del punto caliente de biodiversidad Tumbes-Chocó-Magdalena debido a la alta concentración de especies endémicas. Presentando bosques húmedos de garúa en la parte alta y bosques secos en las partes bajas. Este estudio cuantifica la dinámica de la cobertura arbórea en la cordillera entre 2000 y finales del 2022, un enclave vital del bosque seco tropical (BST) en Ecuador. Mediante la aplicación del conjunto de datos de alta resolución de Global Forest Watch de Hansen, se determinó que la CCHC a principios del 2023 tenía 300 374 ha de cobertura arbórea, y sufrió una pérdida neta de cobertura arbórea de 10 787.20 hectáreas durante el período de estudio, a pesar de un incremento marginal de 825 hectáreas hasta 2012. La pérdida continua de cobertura arbórea en la CCHC representa una amenaza significativa para la biodiversidad, la integridad ecológica del BST y la seguridad hídrica y alimenticia de las comunidades locales. Además, se realizó el mismo análisis para tres Áreas Protegidas Nacionales (Parque Nacional Machalilla, Parque Samanes y Parque Lago) y 10 Bosques Protectores (Bosqueira, Cerro Blanco, Cerro el paraíso, Chongón-Colonche o Colonche, La Prosperina, Loma Alta, Papagayo de Guayaquil, Sancan y Cerro Montecristi, Subcuenca del Río Chongón y Subcuencas de los Ríos Canta-Gallo y Jipijapa) que están dentro de la cordillera, las cuales hasta inicios del 2023 protegían 149 983 ha de cobertura arbórea. Este análisis subraya la urgente necesidad de implementar medidas efectivas de conservación en la CCHC que la puedan promover a una categoría de área protegida nacional y/o Reserva de Biosfera, resaltando la necesidad de aumentar los esfuerzos de investigación y conservación en los BST a nivel regional y en América Latina.

Palabras clave: Cobertura arbórea, Ecuador, bosque seco tropical, seguridad hídrica, área protegida, bosque protector y Global Forest Watch.

Abstract

The Chongón Colonche Cordillera (CCHC) is part of the Tumbes-Chocó-Magdalena biodiversity hotspot due to the high concentration of endemic species. The range has wet garúa forests in the upper part of the range and dry forests in the lower parts. This study quantifies the dynamics of tree cover in the Chongón-Colonche Cordillera (CCHC) between 2000-2022, a vital enclave of tropical dry forest (TDF) in Ecuador. Using Hansen's high-resolution Global Forest Watch dataset, it was determined that the CCHC in early 2022 had 286,707.29 ha of tree cover and suffered a net loss of tree cover of 10787.20 ha during the study period, despite a marginal increase of 825 ha up to 2012. The continued loss of tree cover in the CCHC represents a significant threat to biodiversity, the ecological integrity of the BST and the water and food security of local communities. In addition, the same analysis was carried out for three National Protected Areas (Machalilla National Park, Samanes Park and Lake Park) and 10 Protected Forests (Bosqueira, Cerro Blanco, Cerro el Paraíso, Chongón-Colonche or Colonche, La Prosperina, Loma Alta, Papagayo de Guayaquil, Sancan y Cerro Montecristi, Subcuenca de Río Chongón y Subcuencas de Ríos Canta-Gallo y Jipijapa), Loma Alta, Papagayo de Guayaquil, Sancan and Cerro Montecristi, Sub-basin of the Chongón River and Sub-basins of the Canta-Gallo and Jipijapa Rivers) that are within the mountain range, which until the beginning of 2023 protected 149,983 ha of tree cover. This analysis underlines the urgent need to implement effective conservation measures in the CCHC that can promote it to a national protected area and/or Biosphere Reserve category, highlighting the need for increased research and conservation efforts in BSTs at the regional level and in Latin America.

Keywords: Tree cover, Ecuador, tropical dry forest, water security, protected area, protective forest and Global Forest Watch.

Introducción

La Cordillera Chongón-Colonche (CCHC), localizada en la provincia de Santa Elena, es un remanente crucial del bosque seco tropical (BST) en Ecuador, y también del bosque húmedo o de garúa. EL ecosistema de BST es altamente endémico y crucial para la regulación del ciclo hídrico del área de estudio, aun así, ha sido objeto de deforestación acelerada y degradación del hábitat debido a la expansión de las actividades humanas (Banda et al., 2016; Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). En medio de este panorama, la CCHC emerge como un punto de importancia para la conservación y la investigación científica.

Un elemento significativo de la CCHC es su importancia hídrica, especialmente para las tierras áridas del noroeste de Santa Elena. Como lo resalta Ayerza (2019), los bosques de la CCHC desempeñan un papel fundamental en la recarga de los acuíferos de la región, contribuyendo al suministro de agua para consumo humano y agrícola. Por lo tanto, la pérdida de cobertura arbórea en esta cordillera no solo amenaza la biodiversidad y la integridad ecológica del BST, también pone en riesgo la seguridad hídrica de las comunidades locales.

A pesar de su importancia ecológica e hídrica, la investigación sobre la dinámica de la cobertura arbórea en la CCHC ha sido limitada, y los estudios existentes a menudo han recurrido a imágenes de satélite de resolución moderada, proporcionando una visión insuficiente de las tendencias actuales y recientes de

cambio (Cuesta et al., 2017). Este estudio busca llenar este vacío en la literatura científica, proporcionando un análisis detallado y actualizado de la cobertura arbórea en la CCHC, utilizando el conjunto de datos de Hansen et al. (2013).

El conjunto de datos de Hansen et al. (2013) ofrece una visión de alta resolución de la pérdida y la ganancia de cobertura arbórea a nivel global, permitiendo un examen más riguroso de las tendencias de cambio en la CCHC durante el periodo de estudio (2000-2022). Este análisis, potenciado por la recopilación de datos a través de Google Earth Engine y el script propuesto por Hansen et al. (2013), busca responder a preguntas fundamentales para la conservación de la CCHC: ¿Cuánta cobertura arbórea ha perdido y ganado la CCHC entre 2000 y 2022? ¿Cómo han variado estas tendencias a lo largo del tiempo y en diferentes partes de la cordillera?

Las respuestas a estas preguntas proporcionarán una mejor comprensión de la magnitud y la velocidad del cambio de cobertura arbórea en la CCHC, también serán fundamentales para orientar las acciones de conservación y manejo en esta región de vital importancia. Además, este estudio tiene implicaciones más amplias para la conservación de los BST en América Latina, un ecosistema entre los más amenazados del mundo, con sólo el 8% de su extensión original que aún permanece intacta (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010).

En consecuencia, este estudio resalta la urgencia de abordar la pérdida de cobertura arbórea en la CCHC, también subraya la necesidad de una mayor investigación y conservación de los BST en América Latina. En este sentido, la CCHC representa uno de los últimos bastiones de este ecosistema críticamente amenazado, y su estudio proporciona lecciones valiosas para la conservación de los BST a escala regional y global.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Cordillera Chongón-Colonche es una formación montañosa que nace en Guayaquil y corre de sureste a noroeste, con una extensión de 100 km de largo, por 10 a 20 km de ancho (Figura 1) (Ayerza, 2019), extendiéndose hasta el límite sur del Parque Nacional Machalilla, en la costa del Océano Pacífico, pasando por las provincias de Guayas, Santa Elena y Manabí (Bonifaz & Cornejo, 2004). Su fisiografía muestra el predominio de laderas escarpadas que superan una inclinación del 70% y desembocan en pequeños y aislados valles de la cordillera (Ayerza, 2019) (Figura 1).

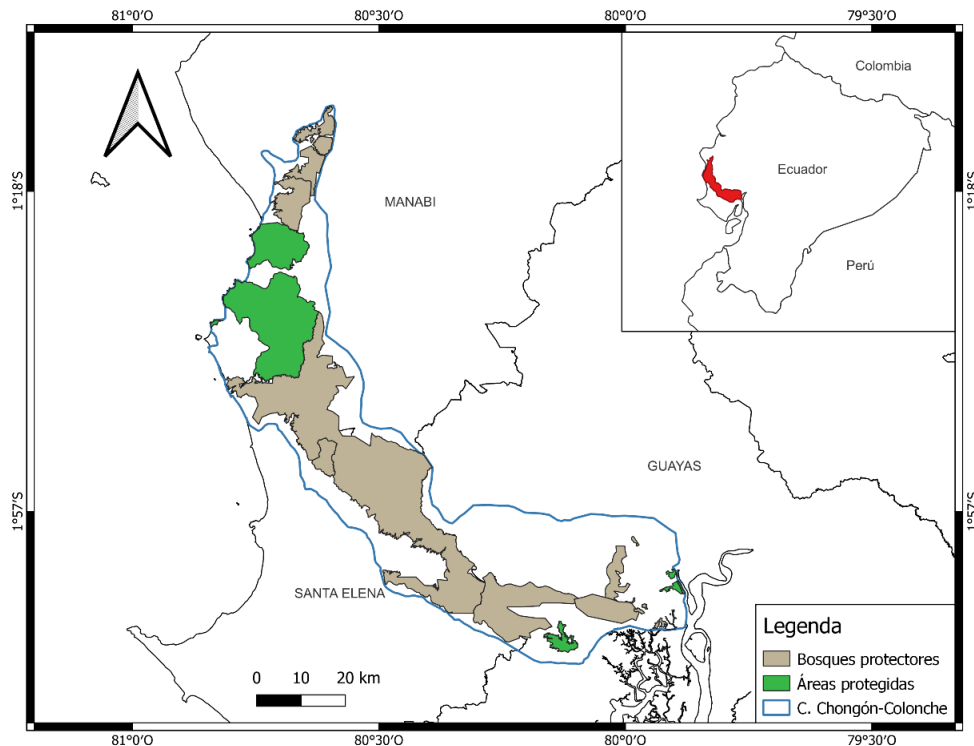


Figura 1. Cordillera Chongón Colonche abarcando desde el Guayas hasta el sur de Manabí.

Metodología

La recopilación de datos se realizó utilizando Google Earth Engine y el script propuesto por Hansen et al. (2013) para este conjunto de datos (https://developers.google.com/earth-engine/tutorials/tutorial_forest_03). El conjunto de datos incluye información sobre la pérdida de cobertura arbórea (árboles de cinco metros de altura mínimo) de 2001 a 2022, y datos sobre la ganancia de cobertura arbórea hasta el año 2012. Cabe mencionar que la actualización de estos datos se realizó en 2023 y se almacena en la base de datos de Google Earth Engine (https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/UMD_hansen_global_forest_change_2022_v1_10), excepto por el dataset de gain (ganancia de cobertura).

Se efectuó análisis por medio de programación para calcular la pérdida de cobertura arbórea empleando el Code Editor de Google Earth Engine, el script que empleé se puede encontrar en el siguiente enlace: <https://code.earthengine.google.com/?scriptPath=users%2Ffbarros%2FCalculoCF%3ACalculo%20de%20p%20C3%A9rida>. Posteriormente, procedí a descargar los dataset con los nombres: treecover2000, lossyear y gain, luego cargué los ráster en QGis 3.28, donde los mapeé; y usando la herramienta de r.report de GRASS calculé la cobertura arbórea y se calculó el porcentaje de la cobertura arbórea (densidad arbórea) de cada pixel agrupándolo en grupos de 10 en 10, ejemplo: 1 al 10%, 11 al 20%, así sucesivamente. La resolución de los ráster es de 30 metros por pixel, y el ráster de treecover2000, determina el porcentaje de cobertura arbórea (1 a

100 %). Además, se realizó un análisis por separado de cada Bosque Protegido o Área Protegida Nacional que estuviera dentro de la cordillera. El shape que usé en los análisis fue creado y se lo puede encontrar en: <https://code.earthengine.google.com/?asset=projects/ee-my-projectcchc/assets/CCHC>.

Resultados

Cordillera Chongón-Colonche

En el año 2000, la CCHC tenía aproximadamente 300 374 ha de cubierta arbórea, hasta principios del 2022 había perdido aproximadamente 10 57 ha de cubierta forestal (Figura 2 y 4) y ganado 825 ha hasta el 2012. A principios del 2022, la CCHC tendría aproximadamente 289 846 ha de cubierta arbórea (Figura 3). La dinámica de la pérdida de cobertura arbórea no fue constante durante el periodo de estudio, anualmente fue variable, desde un mínimo de 65.86 ha en 2019 hasta un pico de 2,332.11 ha en 2005. Cabe señalar que estos datos no representan un decrecimiento lineal o constante, sino más bien un patrón irregular, posiblemente reflejando las variaciones en las actividades humanas y los eventos climáticos que influyen en la pérdida de cobertura arbórea.

El panorama general que se desprende de nuestros resultados es, por lo tanto, uno de pérdida continua y significativa de la cobertura arbórea en la CCHC, con apenas signos de recuperación. Sin embargo, estos datos por sí solos no cuentan la historia completa, ya que la pérdida de cobertura arbórea tiene consecuencias que van más allá de la simple disminución del número de árboles. Esta puede tener efectos profundos en la biodiversidad, el ciclo del agua, el clima local y regional, y los medios de vida de las comunidades locales que dependen del bosque para su subsistencia y bienestar. Adicionalmente, se obtuvo que la cordillera cuenta con una cobertura arbórea predominantemente por encima del 70% de calidad de 189 806 ha (Tabla 2).

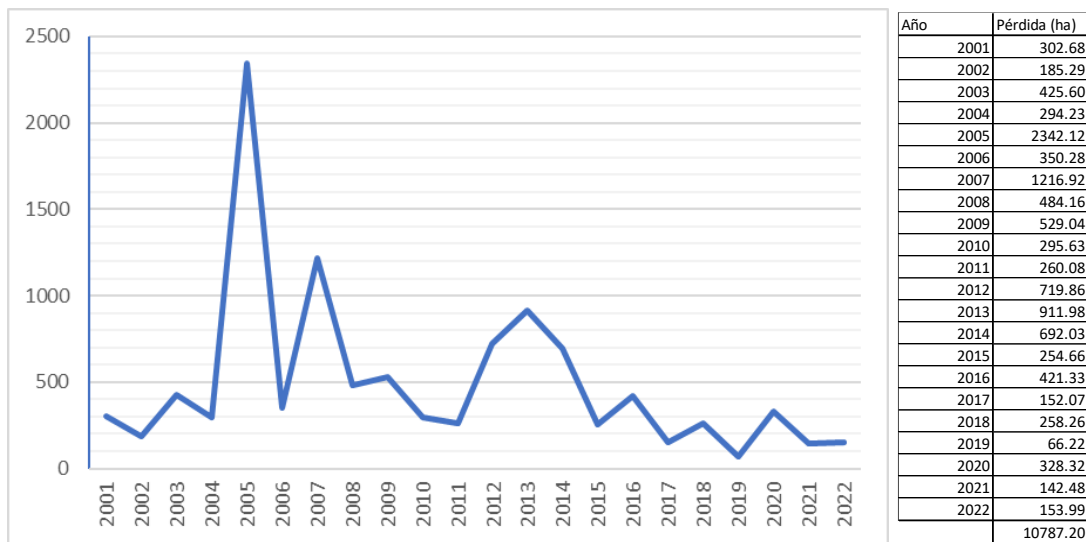


Figura 2. Pérdida de cobertura por año, del 2001 al 2022.

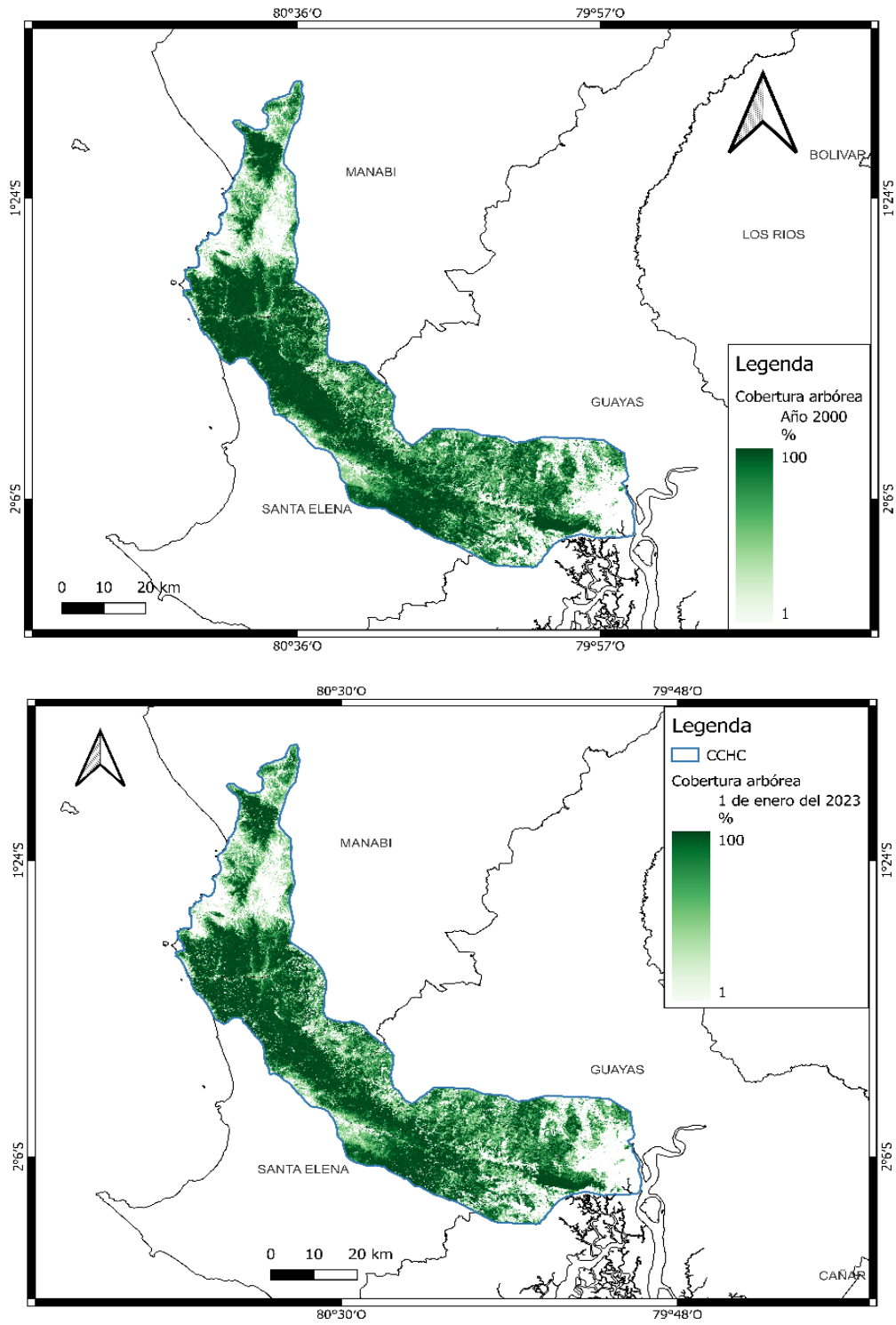


Figura 3. Cobertura arbórea de la CCHC. Arriba) del 31 de diciembre del 2000 y Abajo) del 1 de enero del 2023.

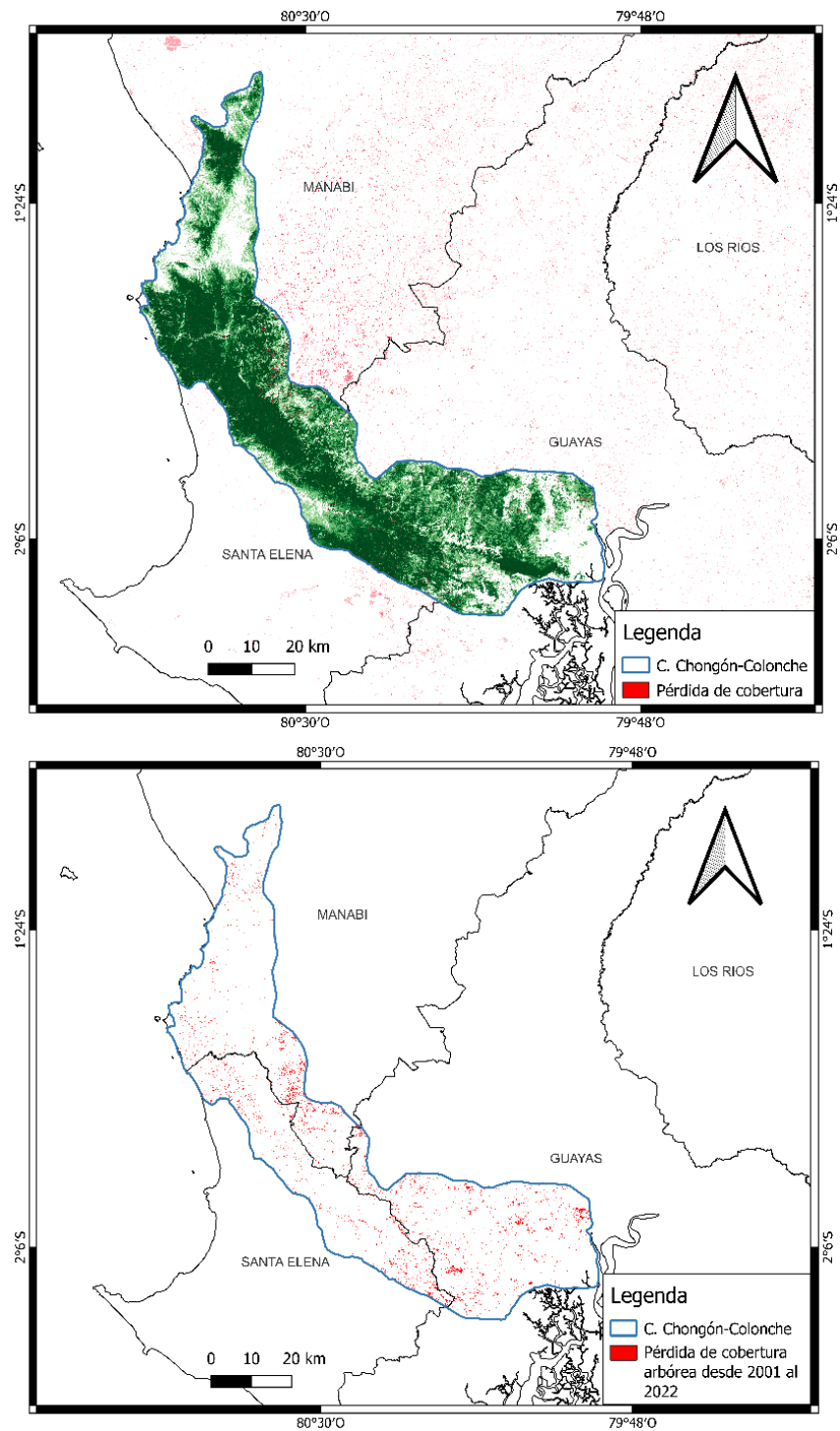


Figura 4. Pérdida de cobertura arbórea. Arriba) alrededores de la cordillera y Abajo) dentro de la cordillera.

Tabla 1. Porcentaje de la cobertura arbórea en el año 2000 e inicios del 2023.

Rangos de la CA	Año 2000	Porcentaje en el 2000	Año 2022	Porcentaje en el 2023
1 - 10	6 764	2.25	6 348	2.19
11 - 20	6 968	2.32	6 954	2.40
21 - 30	6 534	2.18	6 354	2.19
31 - 40	8 915	2.97	8 807	3.04
41 - 50	26 067	8.68	25 842	8.92
51 - 60	32 843	10.93	31 254	10.78
61 - 70	16 641	5.54	14 481	5.00
71 - 80	21 716	7.23	20 816	7.18
81 - 90	24 802	8.26	24 457	8.44
91 - 100	149 124	49.65	144 533	49.87
	300 374		289 846	

Áreas protegidas y Bosques protegidos

Se obtuvo la cobertura arbórea de tres Áreas Protegidas Nacionales que están dentro de la cordillera, entre las tres áreas tienen una extensión total de 43 300 legalmente protegida, y cuentan con 31 418.27 ha CA hasta el primero de enero del 2023, lo cual proporcionalmente representa el 72.56 % (Tabla 2, Figura 5); donde perdieron en 22 años, 406.11 ha de CA. En cuanto a los Bosques Protegidos para el año 2000 entre los 10 Bosques Protegidos, existían 121 980.681 ha de cobertura arbórea, en 22 años se perdió 3 415.58 de CA y como resultado para el primero de enero del 2023, quedaban 118 565.10 de CA (Tabla 3, Figura 6, 7 y 8); entre los 10 Bosques Protegidos hay 128 493.34 ha protegidas legalmente, de las cuales 118 565.10 ha, son cobertura arbórea, representando el 92.27 %.

Tabla 2. Cobertura arbórea de las Áreas Protegidas de la cordillera Chongón Colonche. CA 2000: Cobertura arbórea del año 2000, CA 2023: Cobertura arbórea del primero de enero del 2023, % CA: proporción de la cobertura arbórea con respecto a la extensión legal del bosque en el 2023.

Área Protegida	CA 2000	Pérdida (22 años)	CA 01/01/2023	Extensión	% CA
Machalilla	30 638.16	294.86	30 343.30	40 298	75.30
Parque Lago	883.85	103.18	780.66	2 150	36.31
Samanes	302.38	8.07	294.31	852	34.54
	31 824.38	406.11	31 418.27	43 300	72.56

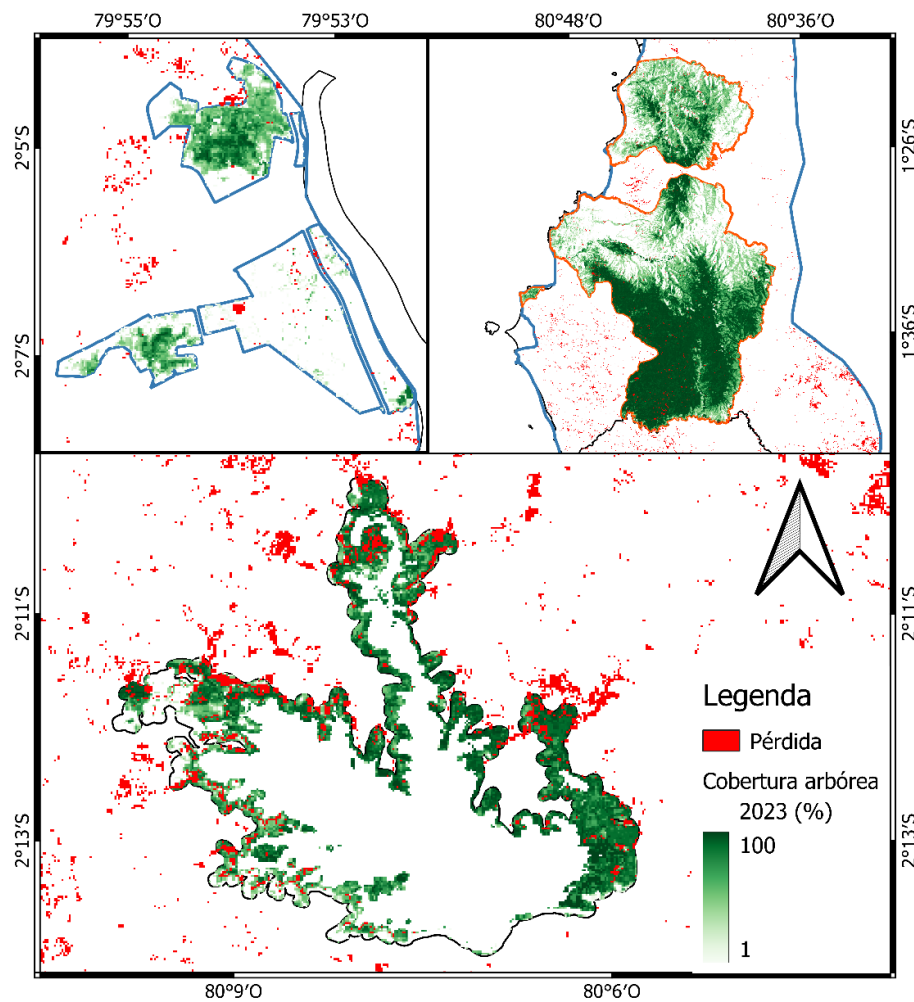


Figura 5. Cobertura arbórea de las Áreas Protegidas dentro de la CCHC. Arriba izquierda) Parque Samanes, Arriba derecha) Parque Nacional Machalilla y Abajo) Parque Lago.

Tabla 3. Cobertura arbórea de los Bosques Protegidos de la cordillera Chongón Colonche. CA 2000: Cobertura arbórea del año 2000, CA 2023: Cobertura arbórea del primero de enero del 2023, % CA: proporción de la cobertura arbórea con respecto a la extensión legal del bosque en el 2023.

Bosques Protegidos	CA 2000	Pérdida (22 años)	CA 2023	Extensión del bosque	% CA	Tipo de manejo
Bosqueira	120.17	0.06	120.11	130.58	91.98	Estatal
Cerro Blanco	5 822.98	31.61	5 791.37	5 956.24	97.23	Privado
Cerro el Paraíso	211.64	1.70	209.95	297.99	70.45	Estatal
Chongón-Colonche o Colonche	81 669.83	2190.36	79 479.47	8 3953.63	94.67	Privado
La Prosperina	192.58	1.69	190.90	242.36	78.77	Privado
Loma Alta	2 865.35	55.20	2 810.14	2 863.38	98.14	Privado
Papagayo de Guayaquil	2 972.97	90.69	2 882.28	3 462.35	83.25	Estatal
Sancan y Cerro Montecristi	6 569.22	102.08	6 467.14	8 064.45	80.19	Estatal
Subcuenca del Río Chongón	15 196.41	770.74	14 425.67	16 980.44	84.95	Estatal
Subcuencas de los Ríos Canta-Gallo y Jipijapa	6 359.531	171.45	61 88.08	6 541.93	94.59	Privado
Total	121 980.681	3 415.58	118 565.10	128 493.34	92.27	

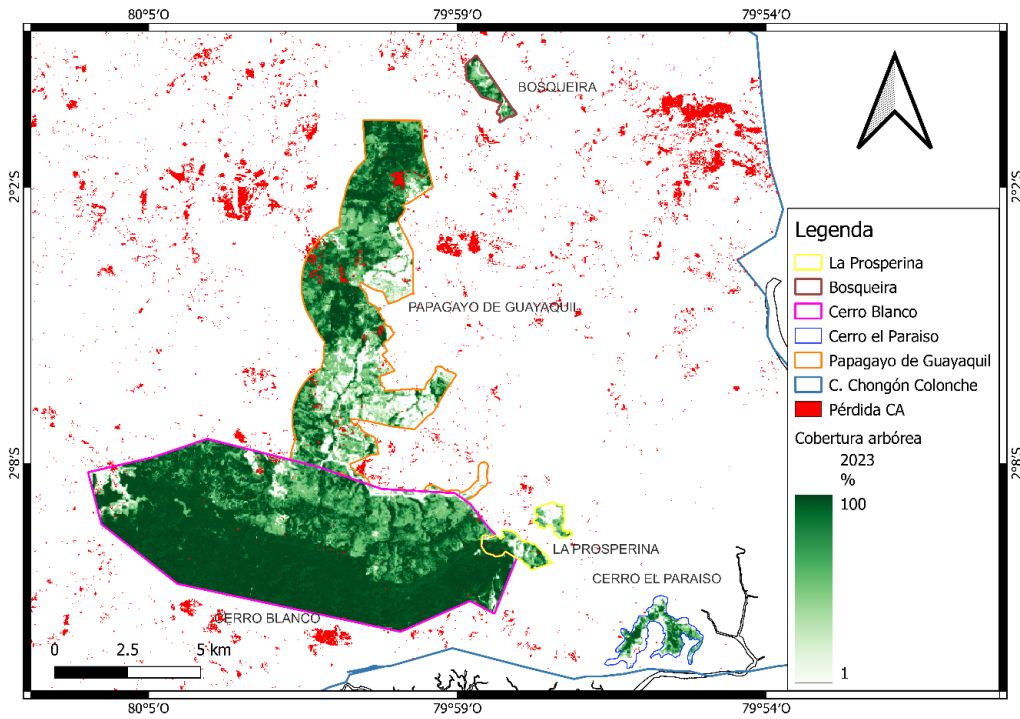


Figura 6. Cobertura arbórea de cinco Bosques Protegidas dentro de la CCHC, ubicados en la provincia de Guayas.

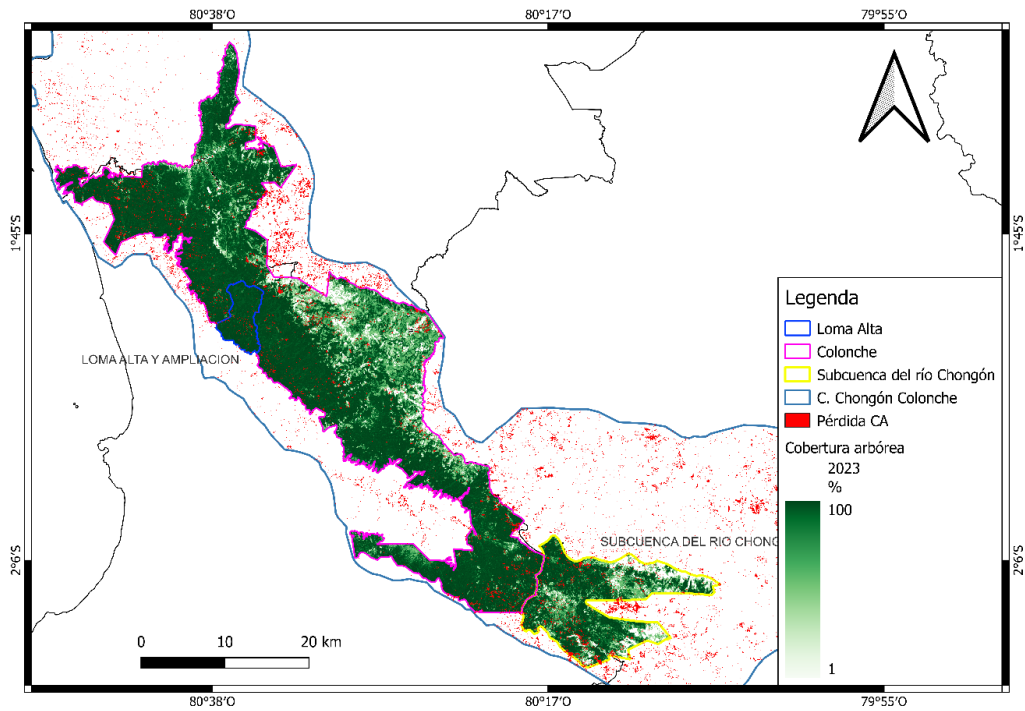


Figura 7. Cobertura arbórea de tres Bosques Protegidas dentro de la CCHC, ubicados en la provincia de Santa Elena y parte Manabí.

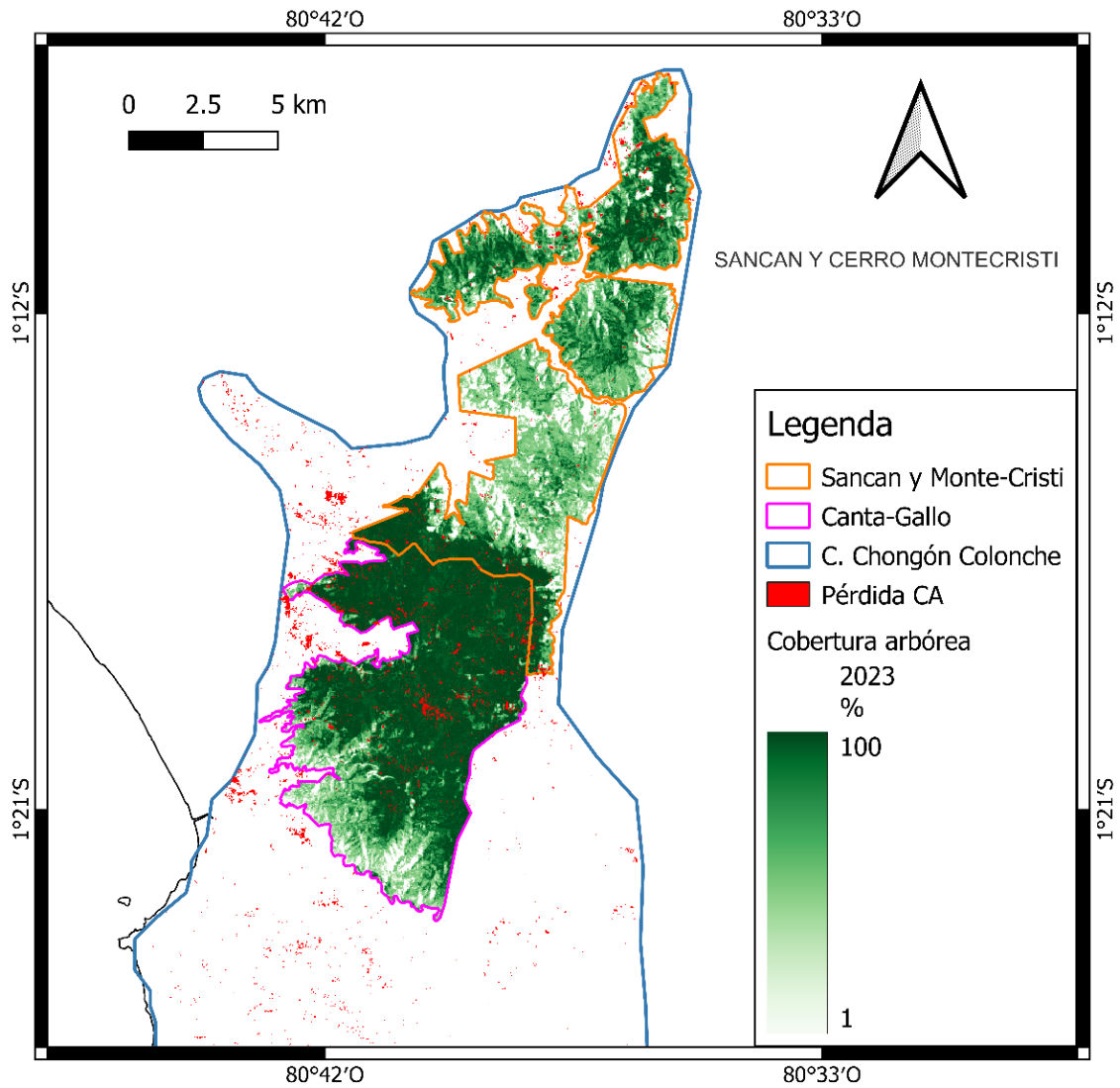


Figura 8. Cobertura arbórea de dos Bosques Protegidas dentro de la CCHC, ubicados en la provincia de Manabí.

Discusión

La Cordillera Chongón-Colonche (CCHC) es un bosque crucial en Ecuador con gran potencial para ser un área protegida nacional (ya sea con administración pública o privada), como un corredor ecológico o ser declarada una Reserva de Biosfera. Sin embargo, la región ha experimentado una preocupante pérdida de cobertura arbórea durante las dos últimas décadas. Según el presente estudio, en el año 2000 la cordillera contaba con aproximadamente 300 374 ha de CA, pero para inicios del 2023 quedó en 289 846 ha, habiendo una disminución de aproximadamente 10,526.71 ha entre el año 2001 y 2022, lo que indica una amenaza significativa para este hábitat crítico y su biodiversidad. Y aproximadamente el 65.13 % de la cobertura tiene un rango superior al 70% en Chongón Colonche, siendo imperativo el tomar medidas para mitigar este impacto. E igualmente se llevó el mismo análisis para evaluar la cobertura arbórea y su pérdida de tres Áreas Protegidas Nacionales y de 10 Bosque Protegidos, y como resultado se tiene que entre las 13 protegen legalmente 149 983 ha de bosque con una altura mínima de cinco metros de alto. Las discusiones que siguen se centran en estos resultados y proporcionan un análisis más profundo de las implicaciones y posibles causas de la pérdida de cobertura arbórea en la CCHC.

Un aspecto destacable de los resultados es la pérdida diferencial de la cobertura arbórea a lo largo del tiempo. Se observó que la pérdida más significativa ocurrió en el año 2005, seguida de 2007, 2013 y 2014. Esta variación en la pérdida de cobertura arbórea sugiere que hay factores dinámicos que están impulsando la deforestación en la CCHC (Joppa et al., 2016). Las fluctuaciones en las tasas de deforestación pueden estar asociadas con una serie de factores, incluyendo políticas de uso del suelo, presiones económicas y factores socioeconómicos locales (Rudel et al., 2005). Como lo son la deforestación que han sufrido los bosques de la cordillera Chongón Colonche para la obtención de madera de especies del bosque seco tropical, ganadería y agricultura, dando como resultado la presencia de suelos improductivos, aumento de la salinidad y la erosión (Peña, 2022), y por actividades extractivas de cal en la provincia de Guayas. La comprensión de estas dinámicas temporales puede proporcionar información valiosa para la formulación de políticas de conservación y manejo forestal.

Un estudio publicado por Castro, et al. (2013), evaluó la deforestación para Ecuador hasta el 2013 y elaboraron modelos regionales de riesgo de deforestación futura hacia el 2020, dividiendo el país en 13 zonas, la cordillera estaría en tres zonas con los códigos ZPHD 6 (Manabí Centro), 7 (: Cordilleras y Valles Semi-Secos de la Costa Central) y 8 (Cuenca del Río Guayas), detallando los puntos importantes a continuación: en primer lugar, la ZPHD 6, esta zona se destaca por haber experimentado una transformación positiva en la tasa de deforestación, pasando de una pérdida de cobertura forestal a un proceso de regeneración, aunque uso del suelo agrícola abarca el 62% de la superficie. Por otro lado, la ZPHD 7, denominada Cordilleras y Valles Semi-Secos de la Costa Central, en contraste con la zona anterior, esta región ha experimentado un aumento considerable en la tasa de deforestación, que supera la tasa nacional. Aproximadamente el 30,7% de su

superficie todavía se mantiene como bosque. Los pastos también ocupan una posición predominante en el uso del suelo agrícola, abarcando el 58%, seguidos por los cultivos permanentes con el 16% y los cultivos transitorios y barbecho con el 18%. Durante el período de 2000 a 2008, los pastos y ciertos cultivos como el maíz duro, cacao y maní experimentaron un crecimiento significativo. Por último, se presenta la ZPHD 8, la Cuenca del Río Guayas, que abarca 47 cantones de diversas provincias. En contraste con las dos zonas anteriores, esta región muestra una reducción en la tasa de deforestación. Sin embargo, el bosque solo cubre aproximadamente el 20% de su territorio. Esta zona se caracteriza por albergar las mayores áreas de cultivos permanentes y transitorios en Ecuador, lo que contribuye significativamente a la producción y rentabilidad agropecuaria del país. Los cultivos de arroz, caña de azúcar, maíz, cacao y banano son los principales factores que impulsan la deforestación en esta región. La ZPHD 8 también exhibe una flexibilidad media para la expansión agrícola, con un 4% de su superficie agrícola en descanso. Aunque el presente estudio calcula la pérdida, sin importar si es deforestación o proceso natural, sirve para comparar con los datos mencionados anteriormente, ya que ayuda a determinar que la cordillera y sus bosques y áreas protegidas funcionan como barreras para disminuir las acciones de deforestación y preservar la biodiversidad, en especial porque desde el 2013 ha disminuido gradualmente la tasa de pérdida arbórea en la cordillera (Figura 2).

Además, el análisis espacial de la pérdida de cobertura arbórea podría ser una línea de investigación y conservación valiosa para futuros estudios, incluso para su aplicación en los bosques que tengan algún grado de protección legal y denuncias ambientales. Estudiar en campo las áreas específicas dentro de la CCHC que han experimentado la mayor pérdida de cobertura arbórea permitiría la identificación de 'puntos calientes' de deforestación (Figura 3). Estos lugares podrían requerir una atención de conservación más inmediata y proporcionar áreas objetivo para las estrategias de restauración forestal. En cuanto a las posibles causas de la pérdida de cobertura arbórea, el cambio en el uso del suelo debido a la expansión agrícola y las actividades humanas puede ser un factor importante. Los bosques secos tropicales como los de la CCHC son especialmente vulnerables a la deforestación debido a su alta productividad y fertilidad del suelo (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Además, la proximidad de la CCHC a centros urbanos y rurales puede aumentar la presión sobre estos bosques por la expansión de la infraestructura y la tala ilegal. Lo más actual que se tiene en cuanto a deforestación para el área de estudio, es un estudio hecho por Dodson & Gentry (1991), donde determinaron que el 90 % de los bosques de tierras bajas y estribaciones del Pacífico ecuatoriano por debajo de los 900 msnm habían sido transformados en zonas de cultivos y plantaciones, aunque en nuestro caso podemos hablar de 100 % de deforestación, pero son 10,526.71 ha de bosque que la cordillera a perdido en tan solo 22 años, siendo probablemente la deforestación la principal razón.

Resulta interesante que el análisis también haya documentado una ganancia de cobertura arbórea hasta el 2012, aunque lamentablemente el dataset de “ganancia” no haya sido actualizado desde entonces. Este

hallazgo es alentador y sugiere la posibilidad de regeneración o esfuerzos de reforestación en algunas áreas de la CCHC, aunque no se debe descartar que sean plantaciones de palmas o teca. Sin embargo, sería útil investigar más a fondo las causas de esta ganancia y examinar si se pueden identificar tendencias o patrones. Comparando las tasas de pérdida de cobertura arbórea en la CCHC con otras áreas de bosque seco tropical y bosque húmedo en Ecuador y/o América Latina, se tendría una mejor perspectiva del estado de conservación de estos hábitats críticos en el occidente del país. Los bosques secos tropicales están entre los ecosistemas más amenazados y menos protegidos del mundo (Janzen, 1988; Miles et al., 2006), y la situación en la CCHC parece reflejar este patrón global. Ya que, la región presentaba una tasa de deforestación de 1.9% hasta el 2018, donde la región había perdido entre el 50 – 70% de su cobertura original (Sierra, 2018), en el que Santa Elena y Guayas fueron las provincias más afectadas para el período 2000-2008 (MAE, 2012).

Aunque para la costa ecuatoriana y en parte para la CCHC varios autores han hecho contribuciones con sus estudios de ecología forestal y satelital (Paladines 2003; Bonifaz & Cornejo 2004; Pennington et al., 2004; Aguirre & Delgado, 2005; Leal-Pinedo & Linares-Palomino, 2005; Vázquez et al., 2005; Aguirre et al., 2006a b; Marcelo-Peña et al., 2007; García-Villacorta, 2009; Pennington et al., 2009; Linares-Palomino et al., 2010; Espinoza et al., 2012; Jadán et al., 2014; Muñoz et al., 2014; Portillo-Quintero et al., 2015; Escribano-Avila, 2016; Eguiguren-Velepucha et al., 2016; Eduardo-Palomino et al., 2017; Escribano-Avila et al., 2017), sigue sin haber suficiente información sobre el estado actual de los bosques de la costa ecuatoriana y en especial de la CCHC (Cuesta et al. 2013; 2017), pero el presente estudio aporta con información valiosa y actualizada con respecto al estado actual de la cobertura arbórea para la cordillera y sus zonas protegidas, y como ha sido su pérdida hasta el 31 de diciembre del 2022, ayudando a disminuir este vacío de información.

La variedad de ecosistemas en la CCHC contribuye a su rica biodiversidad, proporcionando hábitat para una multiplicidad de especies de flora y fauna, muchas de las cuales son endémicas de la región. La pérdida de la cobertura arbórea en la CCHC, por lo tanto, no sólo tiene implicaciones para la conservación del bosque seco tropical, también amenaza la biodiversidad en estos otros ecosistemas (Myers et al., 2000). A medida que estos hábitats se reducen, las especies que dependen de ellos pueden enfrentar el riesgo de extinción. Además, los bosques de la CCHC juegan un papel importante en la regulación hídrica de la región, especialmente en las tierras áridas del noroeste de Santa Elena (Ayerza, 2019). La deforestación en la CCHC puede alterar los ciclos hídricos y exacerbar la escasez de agua en estas áreas, lo que puede tener graves consecuencias para las comunidades locales y la agricultura. Por tanto, la conservación y restauración de la cobertura arbórea en la CCHC es esencial para la biodiversidad, y la seguridad hídrica y alimenticia de la región.

La función de la CCHC como un corredor biológico en el occidente de Ecuador merece una atención especial. Los corredores biológicos son esenciales para el mantenimiento de la biodiversidad en paisajes fragmentados, ya que permiten el movimiento y la dispersión de las especies (Gilbert-Norton et al., 2010). Esto

es especialmente importante en los bosques tropicales, donde muchas especies tienen rangos de distribución limitados y dependen de la conectividad del hábitat para su supervivencia (Laurance et al., 2016). Por lo tanto, la pérdida de cobertura arbórea en la CCHC puede tener efectos a gran escala en la conectividad de los hábitats y la diversidad biológica de la región. Además, los corredores biológicos como la CCHC pueden desempeñar un papel clave en la mitigación de los impactos del cambio climático. Permiten el movimiento de las especies en respuesta a los cambios en las condiciones climáticas, lo que puede ser esencial para la adaptación al cambio climático (Heller & Zavaleta, 2009). Conjuntamente, los corredores biológicos pueden facilitar la dispersión de especies que contribuyen a la regeneración ~~natural~~ y la recuperación de los ecosistemas degradados, lo que puede ser crucial para la resiliencia de estos sistemas al cambio climático (Seidl et al., 2016).

Por lo tanto, dada la importancia de la CCHC como corredor biológico y su vulnerabilidad a la pérdida de cobertura arbórea, es imperativo que se tomen medidas para su conservación. Una propuesta viable podría ser la designación de la CCHC como área protegida nacional o reserva de la biosfera. Este estatus proporcionaría un marco legal y regulatorio para su conservación y el manejo, y podría atraer financiamiento y apoyo para la conservación en la región. Sin embargo, cualquier propuesta de este tipo debería estar basada en un enfoque participativo y considerar las necesidades y derechos de las comunidades locales. La gestión efectiva de las áreas protegidas y las reservas de la biosfera requiere la participación activa de las comunidades locales y el reconocimiento de sus derechos de uso y manejo de los recursos (Reed, 2008). Consecuentemente, es clave que cualquier esfuerzo para proteger la CCHC se realice en estrecha colaboración con las comunidades locales y se oriente hacia la promoción de la coexistencia sostenible entre las personas y la naturaleza.

Ahondando en las zonas dentro de la cordillera que están protegidas legalmente, ya sean Áreas Protegidas o Bosques Protectores, se analizó la cobertura arbórea para tres Áreas Protegidas Nacionales (Parque Nacional Machalilla, Parque Samanes y Parque Lago) y 10 Bosques Protectores (Bosqueira, Cerro Blanco, Cerro el paraíso, Chongón-Colonche o Colonche, La Prosperina, Loma Alta, Papagayo de Guayaquil, Sancan y Cerro Montecristi, Subcuenca del Río Chongón y Subcuencas de los Ríos Canta-Gallo y Jipijapa). En cuanto a las Áreas Protegidas, se obtuvo que existe actualmente 31 418.27 ha de cobertura arbórea aún, aunque esto representa el 72.56 % de la extensión total que protegen, aunque cabe mencionar, que Paque Lago en su gran mayoría es agua; entre las tres áreas, el país perdió 406.11 ha de bosque en 22 años, siendo un número alto para ser zonas con un alto grado de protección legal, donde no se puede talar. Y, entre los 10 Bosques Protectores, protegen legalmente 128 493.34 ha de territorio nacional, y tienen actualmente 118 565.10 ha de cobertura arbórea, representando el 92.27 % total de la extensión protegida, aunque hubo una pérdida de 3 415.58 ha de bosque, debiéndose reforzar las actividades de protección en estos bosques protegidos. Este sería el primer estudio publicado para estos bosques donde se analiza su cobertura arbórea, sirviendo como base para la planificación de mejoras en sus planes de manejo. Donde recomiendo en base a los datos obtenidos y

desarrollados, que debe fortalecerse las actividades de protección para la zona, e intensificarse los programas de educación ambiental y programas para desarrollar actividades sostenibles tanto dentro de la cordillera como fuera de esta. Aunque cabe mencionar, que Loma Alta, también aparece en el sistema de Socio-Bosque, zonas protegidas por comunidades, pero que no se tomaron en cuenta para este estudio, debido a que habían shapes del programa, que estaban dentro de los Bosques Protectores, generando conflictos en los análisis, debiéndose evaluar a futuro el llevar a cabo un análisis de cobertura arbórea para las zonas que protege el programa Socio-Bosque en el país, y así conocer que tan bien está funcionando el programa.

Los resultados de este estudio ponen de relieve la urgente necesidad de conservar y restaurar la cobertura arbórea en la Cordillera Chongón-Colonche y las zonas que están protegidas legalmente ya sea como Área Protegida, Bosques Protectores o por Socio-Bosque. La pérdida de cobertura arbórea en esta región amenaza la biodiversidad, la seguridad hídrica, alimenticia de la zona y el país y la conectividad de la cordillera con el Chocó. Es imperativo que se adopten medidas de conservación y restauración eficaces para preservar este importante corredor biológico y sus diversos ecosistemas.

Financiamiento

El presente proyecto no contó con financiamiento.

Conflicto de intereses

El presente proyecto no tiene ningún tipo de conflicto de interés.

Contribuciones de autoría

Análisis y escritura.

Mensajes clave

¿Qué se sabe sobre el tema?

Se sabe que la Cordillera Chongón-Colonche (CCHC) en Ecuador es un componente crítico del punto caliente de biodiversidad Tumbes-Chocó-Magdalena, que alberga una alta concentración de especies endémicas. Además, los bosques secos tropicales (BST) de la región, como los que se encuentran en la CCHC, son reconocidos por su singularidad ecológica y su importancia para la seguridad hídrica y alimenticia de las comunidades locales. Sin embargo, se ha observado que estos ecosistemas están bajo una creciente presión debido a las actividades humanas, como la conversión de la tierra para la agricultura, la ganadería y el desarrollo urbano, lo que resulta en una pérdida significativa de cobertura arbórea.

¿Qué añade el estudio realizado a la literatura?

Este estudio contribuye a la literatura existente al proporcionar una evaluación detallada y actualizada de la dinámica de la cobertura arbórea en la CCHC entre 2000 y 2022. A través del uso de datos de alta resolución de Global Forest Watch, este estudio proporciona una imagen más clara y precisa de la extensión de la pérdida de cobertura arbórea en la CCHC. Los hallazgos destacan la urgencia de implementar medidas de conservación más efectivas para proteger este ecosistema crítico. Además, este estudio argumenta la necesidad de un nuevo estatus de conservación para la CCHC en Ecuador, lo que podría ayudar a garantizar la protección a largo plazo de su biodiversidad única y los servicios ecosistémicos que brinda.

Referencias

- Aguirre, Z. & Delgado T. (2005). Vegetación de los bosques secos de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja. En: Vázquez M.A., Freile J.F. & Suárez L. (eds.) Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja: un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas. 9-24. *EcoCiencia, MAE y Proyecto Bosque Seco*.
- Aguirre, Z., Geada G. & Betancourt Y. (2013b). Regeneración natural en los bosques secos de la provincia de Loja y utilidad para el manejo local. *Revista Cedamaz*, 3(1): 54- 65. Aguirre Z., Kvist L.P. & Sánchez O. 2006a. Bosques secos en Ecuador y su diversidad. *Botánica Económica de los Andes Centrales*: 162-187.
- Ayerza, R. (2019). "Importancia hídrica de los bosques de la cordillera Chongón-Colonche para las tierras áridas del noroeste de Santa Elena." *Revista ambiental*, Vol (9), 1-16.
- Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., ... & Alves, R. V. (2016). "Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications." *Science*, 353(6306), 1383-1387.
- Bonifaz, C., & Cornejo, X. (2004). Flora del bosque de garúa (árboles y epifitas) de la comuna Loma Alta, cordillera Chongón Colonche, provincia del Guayas, Ecuador. Missouri Botanical Garden Press.
- Castro, M., R. Sierra, O. Calva, J. Camacho & F. López. (2013). Zonas de Procesos Homogéneos de Deforestación del Ecuador. Factores promotores y tendencias al 2020. *Programa GESOREN-GIZ y Ministerio de Ambiente del Ecuador*. Quito, Ecuador.
- Cuesta, F., Peralvo, M., Merino-Viteri, A., Bustamante, M., Baquero, F., Freile, J. F., ... & Ortega, M. (2017). "Identifying the impacts of climate change on the distribution of the biodiversity in the tropical Andes." *Environmental Conservation*, 44(4), 361-370.

- Dodson, C.H. & Gentry A.H. (1991). Biological extinction in western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden*: 273-295
- Eduardo-Palomino, F., Chuquillanqui H., Najarro P. & Linares-Palomino R. (2017). Contribución a la flora vascular & vegetación de los valles secos interandinos de los ríos Torobamba (Ayacucho) y Pampas (Apurímac), sur del Perú. *Ecología Aplicada*, 16(2): 115-125. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v16i2.1015>.
- Eguiguren-Velepucha, P.A., Chamba, J.A.M., Aguirre, N.A., Ojeda-Luna, T.L., Samaniego-Rojas, N.S., Furniss, M.J., Howe, C. & Aguirre, Z.H. (2016). Tropical ecosystems vulnerability to climate change in southern Ecuador. *Tropical Conservation Science*, 9(4): 1-17. DOI: 10.1177/1940082916668007.
- Escribano-Avila, G. (2016). El bosque seco neotropical de la provincia ecuatoriana: un pequeño gran desconocido. *Revista Ecosistemas*, 25(2): 1-4
- Escribano-Avila, G., Cervera L., Ordóñez-Delgado L., JaraGuerrero A., Amador L., Paladines B., Briceño J., ParésJiménez V., Lizcano D.J., Duncan D.H. & Espinosa C.I. (2017). Biodiversity patterns and ecological processes in Neotropical dry forest: the need to connect research and management for long-term conservation. *Neotropical Biodiversity*, 3(1): 107-116. DOI: <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1298495>.
- Espinoza C.I., De la Cruz M., Luzuriaga A.L. & Escudero A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Revista Ecosistemas* 21: 1-2
- García-Villacorta R. 2009. Diversidad, composición y estructura de un hábitat altamente amenazado: los bosques estacionalmente secos de Tarapoto, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(1): 81-92. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v16i1.177>.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 24(3), 660–668. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Kommareddy, A. (2013). “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change.” *Science*, 342(6160), 850-853.

- Heller, N. E. & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, Volume 142, Issue 1. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>.
- Jadán O., Veintimilla D., Ponce E., González M., Waise H. & Aguirre Z. 2014. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Bosque Protector Chongón Colonche, Ecuador. *Revista Bosques Latitud Cero*, 4: 7-14
- Janzen, Daniel. (1988). Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. *Biodiversity*. 130-137.
- Joppa, L. N., O'Connor, B., Visconti, P., Smith, C., Geldmann, J., Hoffmann, M., ... Burgess, N. D. (2016). Big data and biodiversity. Filling in biodiversity threat gaps. *Science (New York, N.Y.)*, 352(6284), 416–418. <https://doi.org/10.1126/science.aaf3565>
- Keeley, J. E., & Fotheringham, C. J. (2003). "Impact of past, present, and future fire regimes on North American Mediterranean shrublands." In *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas*. Springer, (pp. 218-262).
- Leal-Pinedo, J.M. & Linares-Palomino R. 2005. Los bosques secos de la Reserva de Biosfera del Noroeste (Perú): Diversidad arbórea y estado de conservación. *Caldasia*, 27(2): 195-211.
- Linares-Palomino, R., Kvist L.P., Aguirre-Mendoza Z. & Gonzales-Inca C. (2010). Diversity and 20pecies20o of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forests. *Biodiversity and Conservation*, 19:169-185.
- Marcelo-Peña, J.L., Reynel-Rodríguez, C., Zevallos-Pollito, P., Bulnes-Soriano, F. & Pérez-Ojeda del Arco, A. (2007). Diversidad, composición florística y endemismos en los bosques estacionalmente secos alterados del distrito de Jaén, Perú. *Ecología aplicada*, 6(1-2): 9-22.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., ... Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Muñoz, J., Erazo S. & Armijos D. (2014). Composición florística y estructura del bosque seco de la quinta experimental "El Chilco" en el suroccidente del Ecuador. *Cedamaz*, 4(1): 53-61.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Nagy, L., Artaxo, P., Forsberg, B.R. (2016). Interactions Between Biosphere, Atmosphere, and Human Land Use in the Amazon Basin: An Introduction. In: Nagy, L., Forsberg, B., Artaxo, P. (eds) Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin. *Ecological Studies*, vol 227. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49902-3_1

Noss, R. F., & Cooperrider, A. Y. (1994). "Saving nature's legacy: Protecting and restoring biodiversity." Island Press.

Paladines R. (2003). Propuesta de conservación del Bosque seco en el Sur de Ecuador. *Lyonia*, 4(2): 183-186.

Pennington, R.T., Lavin M. & Oliveira-Filho A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40: 437- 457.

Pennington, R.T., Lavin, M., Prado, D.E., Pendry, C.A., Pell, S.K. & Butterworth, C.A. (2004). Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1443): 515-538.

Peña, R. A. (2022). Agroforestería una propuesta para el desarrollo sostenible de la agricultura en la cordillera chongón colonche - ecuador. *Desarrollo local sostenible*, 9(25). Retrieved from <https://ojs.revistadelos.com/ojs/index.php/delos/article/view/418>

Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). "Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas." *Biological Conservation*, 143(1), 144-155.

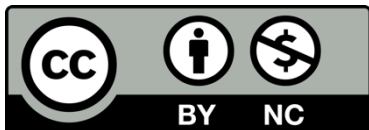
Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, Volume 143, Issue 1. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.

Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M. & do Espirito Santo, M.M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change*, 15(6): 1039-1049

Reed, M. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*. Volume 141, Issue 10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>.

Rudel, Thomas & Coomes, Oliver & Moran, Emilio & Frédéric, Achard & Angelsen, Arild & Xu, Jianchu & Lambin, Eric. (2005). Forest Transitions: Towards a Global Understanding of Land Use Change. *Global Environmental Change*. 15. 23-31. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>.

- Seidl, R., Spies, T. A., Peterson, D. L., Stephens, S. L., & Hicke, J. A. (2016). Review: Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 120–129. doi:10.1111/1365-2664.12511
- Sierra R. (2018). Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador: Una aproximación al estado de conservación de los ecosistemas terrestres del Ecuador continental. Consultado el 09 de junio de 2019 de: <https://bioweb.bio/floraweb/librorojo/litoral/>.
- Sierra, R., Campos, F., & Chamberlin, J. (2002). “Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador.” *Landscape and Urban Planning*, 59(2), 95-110.
- Vázquez M.A., Freile J.F. & Suárez L. (eds). (2005). Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja: un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas. EcoCiencia, MAE & Proyecto Bosque Seco.



Investigatio

ISSN: 1390 - 6399 • ISSN-e: 2602 - 8336

Edita: Universidad Espíritu Santo © – UEES

Reporte de un Accidente de Trabajo in itinere Calificado por el Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social

Report of an Commuting Accident Qualified by the Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social

Ivan Cornejo Cartagena¹  0009-0005-5495-6459

¹Escuela de Posgrado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Manabí, Ecuador

Cita: Cornejo Cartagena, I. (2024). *REPORTE DE UN ACCIDENTE DE TRABAJO IN ITINERE CALIFICADO POR EL INSTITUTO ECUATORIANO DE SEGURIDAD SOCIAL. INVESTIGATIO, 1(21).* <https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.3>

Fechas · Dates	Correspondencia · Corresponding Author
Recibido: 12.04.2023	Ivan Cornejo Cartagena
Aceptado: 10.11.2023	Escuela de Posgrado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Manabí, Ecuador
Publicado: 27.03.2024	ivan05_1983@hotmail.com

Resumen

Las fracturas localizadas en la cabeza o cuello de la falange proximal son frecuentemente inestables y al ser complejas tienden a ser fracturas difíciles de realizar un tratamiento eficaz, por ende, tampoco es infrecuente que se produzcan complicaciones, un buen diagnóstico y tratamiento son sustanciales para lograr resultados óptimos.

En este artículo damos a conocer un caso clínico de una fractura de no desplazada de falange proximal que fue tratado de una forma conservadora evitando la cirugía a consecuencia de un accidente de trabajo de tipo in itinere.

Palabras clave: Accidente de trayecto; Accidentes in itinere; Accidente laborales; Ecuador; Fractura

Abstract

Fractures located in the head or neck of the proximal phalanx are frequently unstable and, being complex, they tend to be difficult to treat effectively, therefore it is not uncommon for complications to occur, a good diagnosis and treatment are essential to achieve results optimal.

In this article we present a clinical case of a non-displaced fracture of proximal phalanx that was treated conservatively, avoiding surgery as a result of a commuting accident.

Keywords: Commuting accident; Fracture; Ecuador; Travel accident; Work accidents

Introducción

La Organización Mundial de la Salud menciona que, el problema de la inseguridad vial alcanza una dimensión de auténtica pandemia y de la misma manera establece que la seguridad vial no es un accidente, sino que hay que provocarla (Monclús González, 2008). Los accidentes en las vías han sido partícipes de la principal causa de muerte de los trabajadores en la industria de transporte, de persona personas con trabajo en oficina, también es la segunda causa de muerte del personal ejecutivo, personal encargado de ventas y técnicos en Estados Unidos (Centers for Disease Control and Prevention, 2004).

El accidente laboral en tránsito posee una incidencia muy alta en las situaciones “in itinere”, que la que se han reportado “in jornada”, con una relación de aproximadamente veinte y cinco veces más frecuentes en las primeras que las segundas (Galdón Medina, 2010). A parte tiene importancia la visión de que la gestión de los empleadores para poder controlar los accidentes en las vías en sus colaboradores, tiene limitación, pues no se puede controlar las condiciones de las vías, sino las difusiones de la información en tema de seguridad vial y plantear políticas con referencia para los colaboradores (Centers for Disease Control and Prevention, 2004).

En referencia al Ecuador, los accidentes de tránsito presentan una siniestralidad de 21.739 en el año 2022 en comparación con 21.352 con el año 2021, con esto los fallecimientos existe una tendencia del incremento de 71 nuevos casos para el años 2022 en comparación con el periodo del año 2021 (Agencia Nacional de Tránsito del Ecuador, 2023), los principales siniestrados son conductores y peatones de edad joven (Peñafiel Gallegos, Portalanza, Espinoza Samaniego, Merino Salazar, & Gómez García, 2018).

En la Primera Encuesta sobre Condiciones de Seguridad y Salud en el Trabajo para el Ecuador (I-ECSST) que se realizó en la ciudad de Quito, Ecuador en el año 2016, el 10% de los trabajadores afiliados comentaron que existe el riesgo de llegar a sufrir un accidente de tránsito (Gómez García, Merino Salazar, Silva Peñaherrera, Suasnavas Bermúdez, & Vilaret Serpa, 2016). En otro estudio que se realizó con datos oficiales originarios de accidentes de trabajo calificados durante el periodo 2014 al 2016, se observó una tendencia al aumento de los accidentes in itinere, se comprueba que la probabilidad de fallecer por este motivo fue superior en relación a los accidentes ocasionados en el mismo lugar de trabajo: RR = 1,66; IC 95%: 1,43- 1,92 (Gómez García, Suasnavas Bermúdez, Rodríguez Yáñez, & Tapia Claudio, 2018)

El objetivo del presente estudio es el reporte de un caso clínico de accidente de trabajo “in itinere”

Caso Clínico

Paciente femenina, de 33 años, que se dirigía a la entrada del lugar de trabajo y no se percató de un desnivel que se encuentra en la vereda con cual pierde el equilibrio y cae al suelo sobre su propia altura ocasionando un politraumatismo, que es caracterizado por dolor muscular de dedo anular y mano izquierda, refiere la toma de diclofenaco 50mg vía oral cada 8 horas, con dolor en región frontal y laceraciones en el brazo izquierdo. Al examen físico, el dedo presenta, limitación funcional, edema que no deja fovea a la digito presión, hematoma en región anterior de mano, hematoma en región frontal. Ante esto se solicita exámenes de imágenes (Figura 1) la cual permitió confirmar el diagnóstico de fractura de diáfisis de falange proximal de 4to. dedo de mano. Con esto se plantea una consulta con médico especialista.



Figura 1. Fractura no desplazada de falange proximal de dedo anular.

Durante el tiempo estimado que es atendida por el departamento de Salud Ocupacional, se le realiza la gestión y documentación pertinente para reportar el incidente a Riesgo de Trabajo del Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social.

Al cabo de siete días acude a una consulta médica con el médico especialista en traumatología del IESS, donde este galeno le indica la inmovilización del dedo con una férula y descanso médico durante veinte días. Al concluir el descanso médico, la paciente acude a una cita de control con el médico traumatólogo se le realiza examen de imágenes en donde se evidencia a formación de callo óseo de la falange afecta (Figura 2), y este mismo médico indica el cese de uso de la férula metálica e inicio de rehabilitación física.



Figura 2. Formación de callo óseo

Discusión

Cuando se trata de fracturas estables, o sea las no desplazadas o las que son mínimamente desplazadas y no articulares se debe intentar con un tratamiento conservador, pero si la lesión ósea es reductible se conseguirá con una tracción longitudinal y en otros casos se realizará maniobras de rotación.

En las fracturas que tienen una alteración de rotación, angulaciones mayores a 6mm o mayor a 15° de acortamiento, desplazamiento de fragmentos articulares, lo más recomendado es un tratamiento quirúrgico (Gaston & Chadderdon, 2012). Las técnicas percutáneas disminuyen la tumefacción postoperatoria y la rigidez que, en ocasiones, acompaña una reducción abierta (O’Sullivan, Limantzakis, & Kay, 1999), a pesar que hay que asegurarse de la correcta reducción ya que mínimas angulaciones en el plano sagital van a producir grandes defectos en la rotación. Las fracturas intraarticulares precisan de la síntesis con tornillos de pequeños fragmentos, que oscilan un diámetro de 1,1 a 2,7mm. No debe de quedar “escalones articulares” mayor de 1 mm. La disección que es necesaria para la respectiva colocación de una placa puede alterar la consolidación (Fredland & ORbay, 2006). O necrosar el fragmento a sintetizar, por lo que se debe intentar desvascularizar lo mínimamente posible.

Conclusiones

Los accidentes de trabajo de tipo in itinere puede ocasionar una lesión que llegue a una incapacidad laboral ya sea temporal o permanente mientras que en otras ocasiones el fallecimiento del trabajador, pero estas cifras lo mantienen en omisión ya que infiere la manera de prevenirlos y que por ende no rige una vigilancia por parte del empleador ya que se trata de una problemática de la seguridad vial y por ende es necesario que sea estudiado y la elaboración de una normativa de tránsito que diferencie entre un accidente de tránsito “común” de un “in itinere”, y así poder tener una mejor estadística a nivel nacional.

Financiamiento

Ninguno

Conflicto de intereses

Ninguno

Contribuciones de autoría

El autor ha realizado la argumentación y redacción de este artículo

Mensajes clave

Los accidentes de trabajo deben de ser clasificados por su origen y no ser excluidos en las estadísticas nacionales por parte de la A Nacional de tránsito (ANT) e Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social (IESS)

¿Qué se sabe sobre el tema?

Si bien es un tema muy conocido que cumplen una normativa legal por parte del IESS, no deja de ser un tema desconocido por la ANT por no existir una normativa legal que los clasifique.

¿Qué añade el estudio realizado a la literatura?

Que debe de existir una normativa que legal que distinga entre un accidente de tránsito común de una in itinere para una mejor estadística e investigación en el ámbito de que se clasifiquen o no como accidentes de trabajo por parte del IESS.

Referencias

Informes gubernamentales

Agencia Nacional de Tránsito del Ecuador. (10 de 02 de 2023). Visor de Siniestralidad Nacional. Obtenido de <https://www.ant.gob.ec/visor-de-siniestralidad-estadisticas/>

Artículo de revista científica

Cabanellas de Torres, G. (2006). Diccionario Jurídico Elemental. HELIASTA.

Artículo de revista científica

Cavas Martínez, F. (1994). El accidente de trabajo in itinere. 20.

Artículo de revista científica

Centers for Disease Control and Prevention. (2004). Accidentes viales relacionados con el trabajo. 136Sp.

Libro en versión electrónica

Consejo Andino de Ministros de Relaciones Exteriores. (2004). Decisión del Acuerdo de Cartagena 584. En Instrumento Andino de Seguridad y Salud en el Trabajo. Colombia. https://www.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-11/Documento_Decisi%C3%B3n-Acuerdo-Cartagena-584.pdf

Artículo de revista científica

De Val, A. (2005). El accidente de trabajo in itinere, en Sempere. Perfiles de las Mutuas e Accidente de Trabajo, 293-317.

Libro en versión electrónica

Department of Consumer Business and Services. (2015). Formularios de OSHA para Registrar Lesiones y Enfermedades relacionadas con el Trabajo. <https://osha.oregon.gov/OSHAPubs/3353s.pdf>

Artículo de revista científica

Fredland, A., & ORbay, J. (2006). Extraarticular hand fractures in adults: a review of new developments. Clin Orthop Relat, 133-145.

Artículo con DOI

Galdón Medina, A. (2010). Seguridad Vial en el Entorno Laboral. Gestión Práctica de Riesgos Laborales, 16-20. DOI: <https://doi.org/10.1158/0008-5472.SABC12-S5-3>

Artículo de revista científica

Gaston, R. G., & Chadderdon, C. (2012). Phalangeal fractures. Displaced/nondisplaced. Hand Clin, 395-401.

Artículo de revista científica

Gómez García, A., Merino Salazar, P., Silva Peñaherrera, M., Suasnavas Bermúdez, P., & Vilaret Serpa, A. (2016). I Encuesta sobre Condiciones de Seguridad y Salud en el Trabajo para Ecuador. Medicina y Seguridad del Trabajo 2019, 65(257), 238-251. Obtenido de http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0465-546X2019000400238&Ing=es

Artículo de revista científica

Gómez García, A., Suasnavas Bermúdez, P., Rodríguez Yáñez, I., & Tapia Claudio, O. (2018). Accidentes de tránsito relacionados con el trabajo: una prioridad en salud laboral y pública para Ecuador. *Salud y Trabajo*, 26(2), 112-122.

Libro en versión electrónica

H. Congreso Nacional. (2005). En Código Civil. Ecuador. https://www.defensoria.gob.ec/images/defensoria/pdfs/lotaip2014/info-legal/Codigo_civil_titulo_preliminar.pdf

Libro en versión electrónica

Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social. (2016). Reglamento del Seguro General de Riesgos del Trabajo. En Resolución del IESS C.D. 513. Ecuador. <https://www.iess.gob.ec/documents/10162/33703/C.D.+513>

Libro en versión electrónica

Internacional Organization for Standardization. (2018). ISO 45001:2018. ISO, numeral 3.25.

Artículo de revista científica

Monclús González, J. (2008). Marcos metodológicos para políticas y trabajos de seguridad vial. *Revista de Fomento Social* 63, 509-546.

Artículo de revista científica

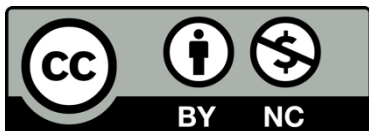
O'Sullivan, S., Limantzakis, G., & Kay, p. (1999). The role of low-profile titanium miniplates in emergency and elective hand surgery. *J Hand Surg (Br)*, 347-349.

Artículo de revista científica

Peñañiel Gallegos, A., Portalanza, A., Espinoza Samaniego, C., Merino Salazar, P., & Gómez García, A. (2018). Mortalidad y Años de Vida Potencialmente Perdidos por Accidentes de Tránsito en Ecuador. *Revista de Divulgación Científica de la Universidad Tecnológica Indoamérica*, 7(1), 11-27. Recuperado el 24 de 02 de 2023, de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6250912>

Artículo de revista científica

Saari, J., & Raouf, A. (2002). Prevención de accidentes. Accidentes y Gestión de la Seguridad. In *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo*, 56.1-56.46. Recuperado el 02 de 03 de 2023, de <http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaaOIT/tomo2/56.pdf>



Investigatio

ISSN: 1390 - 6399 • ISSN-e: 2602 - 8336

Edita: Universidad Espíritu Santo © – UEES

Análisis de la Variabilidad en la Cobertura de Manglares en las Islas Galápagos a través de un Análisis Multitemporal con Imágenes Satelitales Landsat 7 y Landsat 8

Analysis of the Variability in the Mangrove's Coverage in the Galapagos Islands through a Multi-temporal Analysis with Landsat 7 and Landsat 8 Satellite Images

Estefanía Caridad Avilés Sacoto¹  **0000-0001-6434-7810**

Zuley Estefanía León Paredes  **: 0000-0003-4741-1846**

¹Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador

²Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador

Cita: *Avilés Sacoto, E. y León Paredes, Z. (2024). ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD EN LA COBERTURA DE MANGALRES EN LAS ISLAS GALÁPAGOS A TRAVÉS DE UN ANÁLISIS MULTITEIMPORAL CON IMÁGENES SATELITALES LANDSAT 7 Y LANDSAT 8. INVESTIGATIO, 1(21). <https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.4>*

Fechas · Dates	Correspondencia · Corresponding Author
Recibido: 23.01.2023	Estefanía Caridad Avilés Sacoto
Aceptado: 18.10.2023	Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador
Publicado: 27.03.2024	eaviles@ups.edu.ec

Resumen

El presente trabajo se basó en el análisis de cambio de la cobertura de manglar y su variabilidad en la provincia de Galápagos en un periodo de veinte años, los manglares son ecosistemas que proporcionan beneficios ecológicos, económicos, así como culturales, pero sub-valorizados por lo que se van perdiendo año a año por actividades antrópicas.

La zona de estudio presentó una extensión de terreno de 822778.6 Ha y la metodología aplicada residió en identificar las zonas donde la cobertura vegetal era manglar, para ello se consideró el uso de imágenes satelitales del sensor Landsat 7 y 8, para los años 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020 respectivamente. Consecutivamente, se realizaron los mapas de uso de suelo y cobertura vegetal correspondientes a cada año de estudio. Se analizó la comparación año con año y se generaron matrices de cambio, se observó que el año de mayor cobertura vegetal de manglar fue el 2020 con un área total de 3915.3 Ha. De igual forma, se identificó

al 2000 como el año con menos cobertura de manglar reflejando un total de 2977.6 Ha. La variación de dichos valores responde a la alta presencia de especies arbóreas asociadas como: manzanillo, acacia y botoncillo entre otras, además de cambios ambientales y meteorológicos. Finalmente, para la validación de resultados se emplearon dos métodos: un muestreo estratificado para la clasificación supervisada, y un análisis y comparación con otros estudios de manglares en las Islas Galápagos.

Palabras clave: Manglar, Teledetección, Cobertura vegetal, Imágenes satelitales, Landsat 7 y 8.

Abstract

The present work was based on an analysis of the changes in the mangroves coverage in the Galapagos province and the variability that it has presented in a period of twenty years, considering that mangroves are ecosystems that provide ecological, economic, as well as cultural benefits, but undervalued due to what is being lost year after year due to human activities.

The study area presented an extension of land of 822778.6 Ha and the methodology applied was to identify the areas where its vegetation cover was mangrove, for this the use of satellite images of the Landsat 7 and 8 sensors were considered, for the years 2000, 2005, 2010, 2015 and 2020 respectively. Consecutively, maps of land use and vegetation cover corresponding to each year of study were made. The year-by-year comparison was analyzed and change matrices were generated, where it was observed that the year with the highest mangrove vegetation cover was 2020 with a total area of 3915.3 Ha. Similarly, 2000 was identified as the year with the least mangrove cover reflecting a total of 2977.6 Ha. The variation of these values responds to the high presence of associated species such as “manzanillo”, “acacia” and “botoncillo”, in addition to environmental and meteorological changes. Finally, for the validation of results, two methods were used: a stratified sampling for supervised classification, and an analysis and comparison with other studies of mangroves in the Galapagos Islands

Keywords: Mangrove, Teledetection, Vegetation coverage, Satellite Images, Landsat 7 and 8.

Introducción

El manglar es un ecosistema importante pues produce múltiples servicios ambientales destacando la protección de costas antes eventos naturales como tsunamis e inundaciones, además de constituir el hábitat para de desarrollo de varias especies de peces y crustáceos (Carvajal-Oses et al., 2020), (Rodríguez et al., 2019), (Díaz Gaxiola, 2011) , sin olvidar el rol trascendental que tienen frente al cambio climático al ser gran captador de carbono (Yáñez-Arancibia et al., 2013) y su potencial como fitorremediador (Olguín et al., 2007) .

El archipiélago de las Galápagos es considerado uno de los lugares más biodiversos en el mundo gracias a la gran variedad de flora y fauna endémica que posee (Graham & Danulat, 2003) ; sus bosques de manglar constan de tres especies pertenecientes a tres familias: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), también existen especies que se consideran un asociado del manglar y se encuentran en zonas áridas, un ejemplo es; *Conocarpus erectus* (mangle botón) (Suarez Moncada, 2012).

Las islas cuentan con aproximadamente 3.700 hectáreas de manglar alrededor de todo el archipiélago, las cuales cubren el 35% de la costa, y almacenan 778.000 toneladas de carbono (Consejo de Gobierno del Régimen Especial de Galápagos, 2016) , pero se conoce que en Ecuador y en los países del Pacífico Oriental Tropical se ha perdido alrededor del 40% de la cobertura de manglar en los últimos 40 años, debido a la infravaloración que tienen

los manglares desde las perspectivas políticas y comerciales (Tanner et al., 2019), como un ejemplo están los manglares del Golfo de Guayaquil en Ecuador, que han tenido pérdidas considerables (Poveda & Avilés, 2018).

Los fenómenos ambientales que ocurren en la superficie terrestre son evidenciados por satélites geospaciales teniendo como resultado una predicción más exacta de los acontecimientos ocurridos (Sacristán-Romero, 2005), por lo que son considerados herramientas importantes en la actualidad (Salinas et al., 2020), capaces de generar elementos científicos y críticos.

La principal aplicación que están teniendo estos productos obtenidos de los satélites geospaciales son su utilización para análisis de vegetación y uso de suelo a través de distintos espacios temporales (Flórez- Yepes et al., 2017).

Es posible que, se evidencie una menor cobertura de manglar en las islas en los últimos años y se requieran evaluar los impactos que estos han tenido en esta área protegida como en otros estudios (Sahagún & Reyes, 2018); por lo cual, la presente investigación toma como objeto de análisis a las zonas de manglares existentes en las islas para así cuantificar la variabilidad de su área en un periodo de veinte años (2000-2020), mediante teledetección y procesamiento de imágenes procedentes de los satélites Landsat 7 y Landsat 8 respectivamente como punto de partida.

Materiales y Métodos

Adquisición de imágenes satelitales

Se utilizaron imágenes disponibles en el portal de Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) y la aplicación de Earth Explorer (United States Geological Survey, 2018) a través del cual, se usaron diferentes criterios de búsqueda de la zona de estudio como el porcentaje de nubosidad y la fecha. Fueron seleccionadas cuatro imágenes por cada año de estudio, de esta forma, para el 2000, 2005 y 2010 se obtuvieron imágenes del satélite Landsat7 ETM+ y para el 2015 y 2020 del satélite Landsat 8 OLI/TIRS. Las imágenes mencionadas, cuentan con una resolución de 30 metros en cada una de las bandas del espectro visible e infrarrojo con el fin de obtener una alta resolución espectral (Vidal et al., 2020).

Corrección de Imágenes Satelitales

El procesamiento de imágenes satelitales requiere previamente la corrección de estas con relación a los errores de bandeo, calibración radiométrica y atmosférica (Phiri & Morgenroth, 2017) mediante la utilización del software ENVI versión 5.3 (Ponvert & Lau Quan, 2013).

Corrección de Bandeo

Este tipo de corrección se realiza debido a un que se produce por una mala calibración entre los detectores del sensor SLR-OFF (Ortiz, 2019), aspecto que se presenta en zonas de baja radiancia como lo son las zonas marinas o cercanas al mar (D. Palacios, 2004). Como consecuencia de esto, se obtiene una aparición periódica de bandas claras u oscuras entre la imagen. Para la corrección del bandeo se utiliza el software ENVI 5.3, en el cual se selecciona la

herramienta Gap_Fill que nos ayuda a corregir las fallas provenientes de los pixeles. Este tipo de error es común en el satélite Landsat 7 (Cristobal et al., 2003) del cual se descargaron las imágenes de los años 2000, 2005 y 2010.

Calibración Radiométrica y atmosférica.

Este tipo de corrección involucra la restauración de pixeles perdidos, siendo su principal objetivo la calibración de los errores mecánicos producidos en el sensor debido a la generación de valores incorrectos en los pixeles (Komar et al., 2014). Para la calibración de este error, por medio del “tollbox”, se escogió la herramienta “radiometric correction, la cual nos permite convertir la información de la imagen original (bruta) de cada píxel de niveles digitales a niveles de reflectancia. Una vez seleccionada esta herramienta, se seleccionó la banda multiSpectral obteniendo como resultado una imagen con mayor calidad y alta resolución.

Adicionalmente, la herramienta Flaash atmospheric (Fast Line-of-sight Atmosférica Analysis of Spectral Hypercubes), en la cual se ingresaron los datos a todos los campos, permitió la eliminación de partículas que se encuentran en la atmósfera obteniendo una mejor resolución de la imagen(L. Palacios et al., 2018).

Combinación de Bandas

Por medio del software ENVI 5.3 (32-bit) se ejecutó la combinación de las bandas satelitales, utilizando las bandas RGM 5-4-3 en las imágenes de los años 2000, 2005 y 2010 provenientes del satélite Landsat 7, mientras que, para la combinación de las imágenes procedentes del satélite Landsat 8 del año 2015 y 2020, se utilizó una combinación de las bandas RGM 6-5-4. La elección de esta combinación de bandas responde a su óptimo rendimiento en los análisis de vegetación (Rosales & Apaza, 2022), (Angulo et al., 2011).

Determinación de las Regiones de Interés, “ROIS”.

Se definieron 5 tipos de uso de suelo y cobertura vegetal de acuerdo a la clasificación que tiene el Ministerio del Ambiente del Ecuador (Ministerio del Ambiente & Ministerio de Agricultura, pesca y ganadería, 2015), mismas que se encuentran sugeridos en estudios de cambios de cobertura y uso de suelo (Tinajero et al., 2019) y que estén presentes en el área de estudio, estas áreas de interés se escogieron debido a su extensión territorial, sus beneficios ecológicos y económicos y para posteriormente identificar que uso de suelo o cobertura vegetal han reemplazado la cobertura de manglar y fueron:

- Manglar, generalmente ubicado es las zonas litoral y costaneras de las islas.
- Zonas Urbanas, producidas por la actividad y desarrollo humano.
- Bosque Deciduo, vegetación capaz de botar sus hojas para la conservación de agua.
- Bosque Siempreverde, vegetación que es capaz de conservar todas sus hojas a lo largo de todo el año.
- Lava, piedra originada por la erupción de un volcán.

Separabilidad espectral.

Para conocer la separabilidad espectral se utilizó la herramienta “Compute ROI Separability”, y se procedió a escoger las regiones de interés; se verificó que los valores espectrales se encuentren en el rango de $1,9 > 2$, lo cual indica la diferencia espectral existente entre cada zona, demostrando que los resultados son satisfactorios para ser discriminados con precisión.

Clasificación Supervisada

En el desarrollo de esta etapa se utilizó la herramienta “Maximun Likelihood Classification” (UEGPS, 2018). Se eligieron todas las regiones de interés (ROI), usando un factor de escala de 1.00, para finalmente, guardar y aceptar las reglas del algoritmo de máxima probabilidad (Chuvieco, 2010).

Métodos de validación visita de campo

El propósito de los métodos empleados responde a que los resultados tengan una buena capacidad de precisión y fiabilidad (Alexakis et al., 2013), para ello, se realizó la validación de resultados mediante un muestreo estratificado y la verificación de los resultados en campo y mediante el análisis de estudios previos.

Matriz de confusión

Con la matriz de confusión se crean puntos de muestra de forma aleatoria que se comparan los datos de referencia y reales con los resultados de la clasificación (Bocco et al., 2001) .

Para este método se utilizó la herramienta Create accuracy assessment points en el software ArcMap 10.8, para crear los puntos de evaluación aleatoria de precisión en la clasificación y posteriormente el empleo de la herramienta de aleatorio simple, lo que permite que los espacios de verificación se elijan, cada uno con la misma posibilidad de ser seleccionados. Para el área de estudio se tomó una cantidad de 32 puntos.

La herramienta de ArcMap, Spatial Analyst Tools → Segmentation and Classification → Compute Confusion matrix, utiliza los resultados de la herramienta crear los puntos de evaluación aleatoria de precisión y elabora la matriz de confusión para cada año propuesto; la misma que permite validar la fiabilidad global de la clasificación y la exactitud para cada clase.

Índice Kappa

El método del índice kappa corregido por aleatoriedad se basa en la coincidencia observada de puntos aleatorios asignados a una clase en función de los datos de referencia (Congalton & Green, 2009) utilizando la siguiente ecuación desarrollada por la FAO (Quezada et al., 2022).

Ecuación 1

Ecuación de índice Kappa

$$Kappa = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad (1)$$

Donde:

P₀= concordancia observada

P_e= Concordancia esperada por azar

1-P_e= máxima concordancia potencial no correspondida a la casualidad

Procesamiento en ArcMap

Después de clasificar las imágenes se las agregó en el software ArcMap para su procesamiento (Moreno, 2005). Enseguida, se procedió a convertir la imagen de formato ráster a polígono, esto se realizó por medio de la caja de herramientas “**Conversion Tools**”, escogiendo la herramienta “Raster to Polygon”.

Una vez que se obtuvo el shape vectorial, se procedió a realizar la unión de polígonos de la misma categoría.

Finalmente, se calculó el área total de cada clasificación en hectáreas (Ha); este análisis y procesamiento se lo realizó para cada uno de los años asignados dentro del periodo de estudio.

Matriz de transición

La matriz de transición también llamada matriz de cambio de uso de suelo (Guailas, 2015) permite crear una tabulación cruzada y encontrar cambios importantes entre las clases, además, indican que cambios existieron y cuales son relevantes en la zona de estudio (Briceño, 2005).

Por medio de la clasificación del uso de suelo y cobertura vegetal, se colocaron valores dentro de una matriz de doble enterada (Pérez & Bosque, 2007); para su proceso se utilizó la herramienta “Intersect”, la cual se encuentra ubicada dentro de la caja de herramientas “Analysis Tools” - “Overlay”, esta herramienta toma los shapefiles de dos años y calcula las uniones vinculando geoméricamente las características de los datos de entradas. Finalmente, estos datos se convierten en un mapa temporal correspondiente a los periodos de estudio comprendidos: 2000-2005; 2005-2010; 2010-2015; 2015-2020 y 2000-2020.

Tabla 1. Matriz de Transición propuesta.

		Años				
		Matriz Transición Cambio de uso de Suelo Propuesta				
Clasificación /Ponderación		Manglar	Zona Urbana	Bosque deciduo	Bosque siempreverde	Lava
		1	2	3	4	5
Manglar	10	11	12	13	14	15
Zona Urbana	20	21	22	23	24	25
Bosque deciduo	30	31	32	33	34	35
Bosque siempreverde	40	41	42	43	44	45
Lava	50	51	52	53	54	55

Generación de mapas

Por medio del procesamiento de las Imágenes Satelitales, se obtuvieron los mapas del uso de suelo y cobertura vegetal de los años 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020.

Resultados

Mediante la cartografía realizada se pudo observar que, para el año 2000 el área de cobertura vegetal por Manglar fue de 2 978 Ha, para el año 2005 éste tuvo un incremento reflejando un área de 3 067 Ha, en el 2010 el área de manglar fue de 3 767 Ha, en el 2015 fue de 3 828 Ha y en el 2020 tuvo un aumento a 3 915 Ha. Esto se puede apreciar en el gráfico 1.

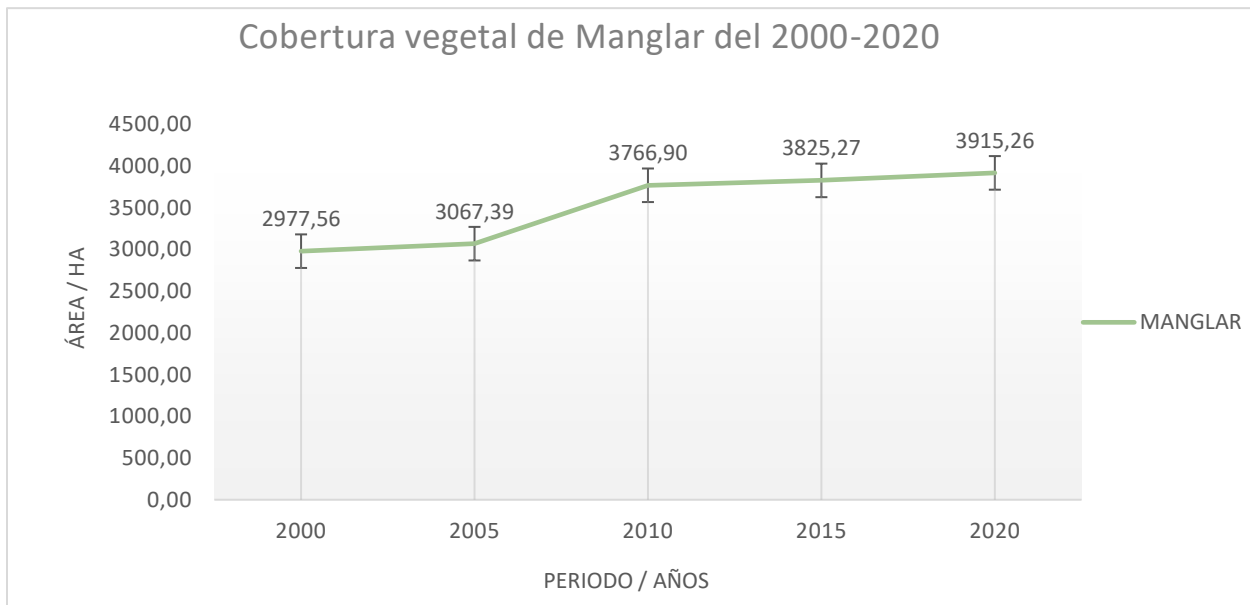


Gráfico 1. Cambio en cobertura de Manglar.

Con respecto al Bosque deciduo para el año 2000, su área fue de 368 420 Ha, mismo que aumentó para el año 2005 a 418 636 Ha, para el 2010 su área desciende a 376 462 Ha, en el 2015 presentó un área de 318 684 Ha, mientras que, para el año 2020 es de 347 821 Ha.

Por su parte, el Bosque siempre verde presento un territorio de 137 320 Ha en el 2000 y de 130 307 Ha para el 2005, en el 2010 tiene un área de 154 282 Ha y en el 2015 de 155 696 Ha, y para el 2020 a 104 254 Ha.

Con respecto a la cobertura de Lava, se pudo apreciar que para el año 2000 su extensión fue de 286 852 Ha, indicando una pérdida para el 2005 con un área de 246 877 Ha, para el 2010 hay una cobertura de 261 142 Ha, en el 2015 de 320 619 Ha y en el 2020 reflejó un aumento a 342 202 Ha.

Sobre la zona urbana, el 2000 constituyó un área de 216 Ha, misma que incrementó para el año 2005 a 272 Ha. En el 2010 hay 22 Ha, en el 2015 un área de 417 Ha, la cual incrementó para el año 2020 a 423 Ha.

Todos los cambios de periodo de análisis, pueden verificarse en las figuras 1, 2, 3, 4 y 5.

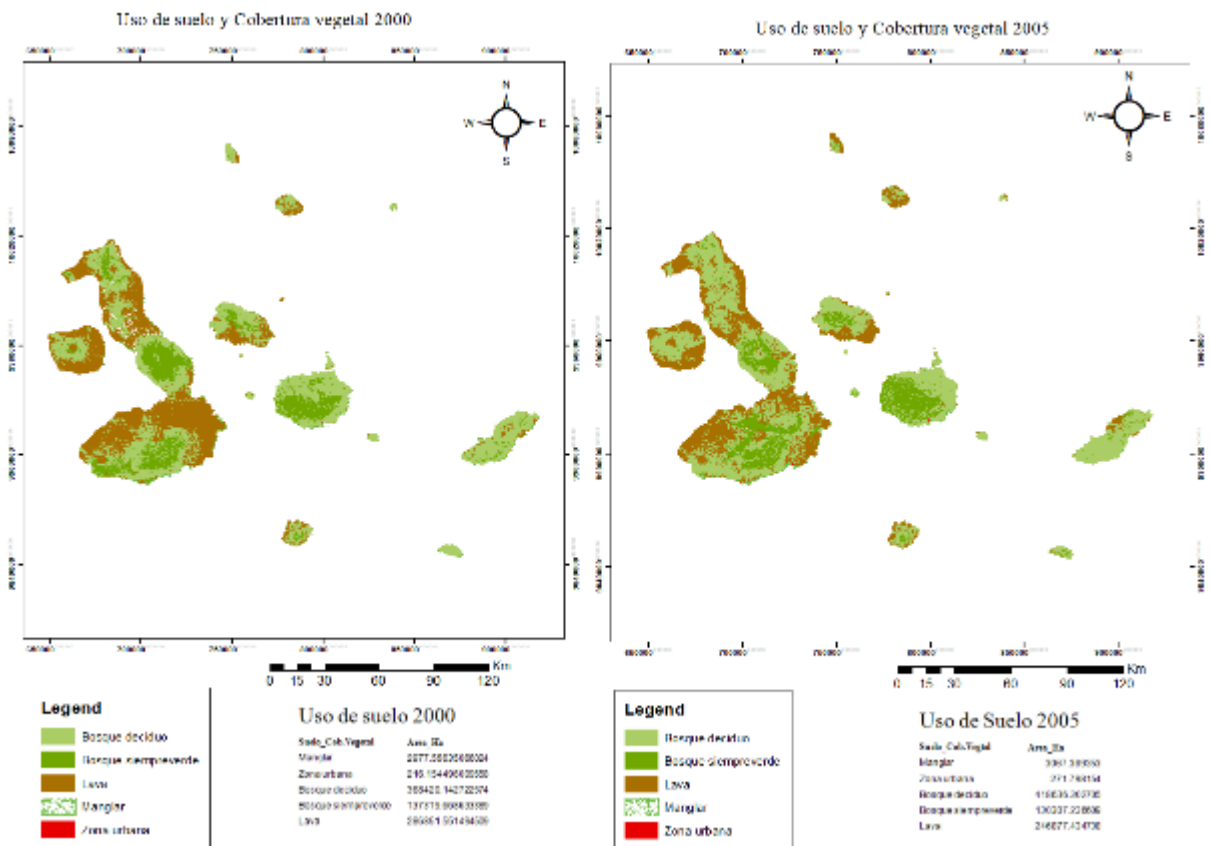


Figura 1. Uso de suelo y Cobertura vegetal años 2000-2005.

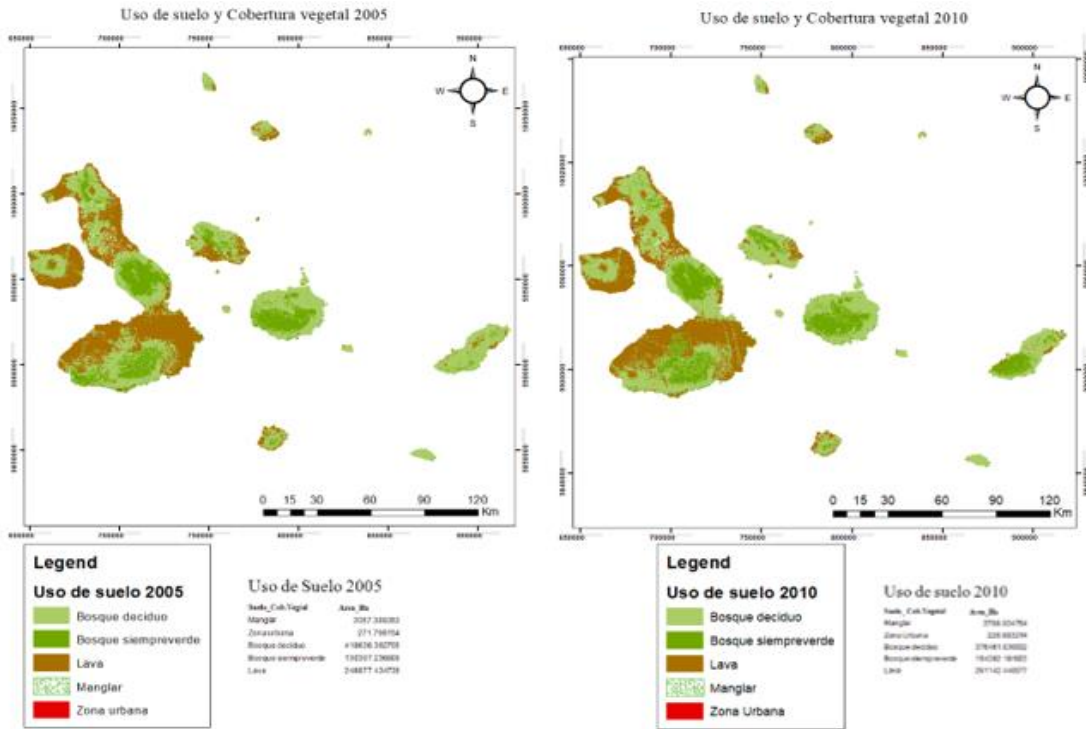


Figura 2. Uso de suelo y Cobertura vegetal años 2005-2010.

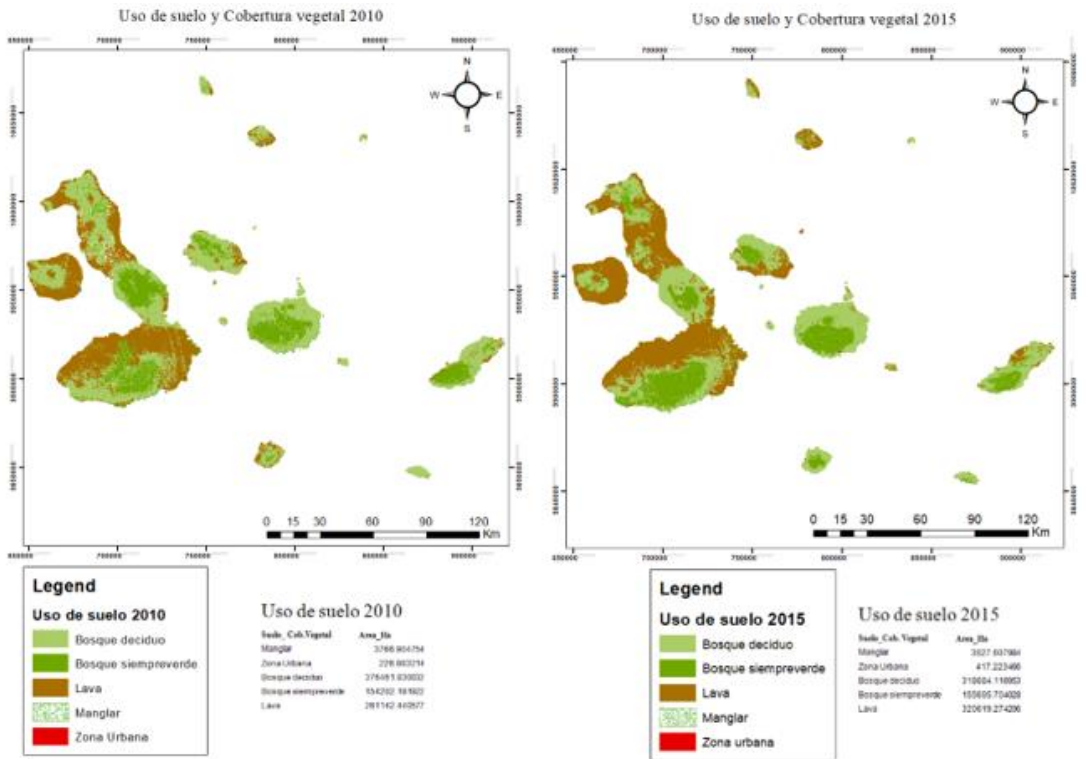


Figura 3. Uso de suelo y Cobertura vegetal años 2010-2015.

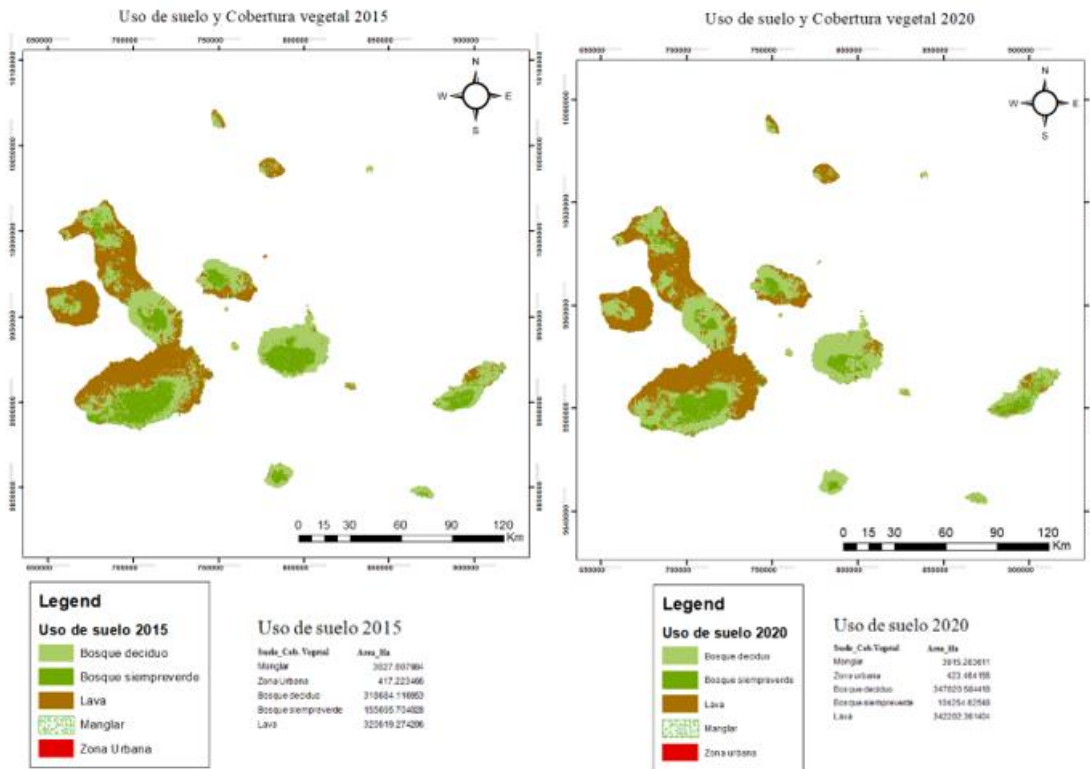


Figura 4. Uso de suelo y Cobertura vegetal años 2015-2020.

Las matrices de transición de la cobertura vegetal y cambio de uso de suelo fueron desarrolladas para los periodos 2000 a 2005; 2005 a 2010; 2010 a 2015; 2015 a 2020.

El cambio de uso de suelo y cobertura vegetal en el periodo 2000 a 2005 fue de 102 037.1 Ha, mientras que, el área conservada fue de 548 504.1 Ha. La distribución de estos cambios se puede apreciar en la siguiente tabla.

Tabla 2. Matriz de Cambio de uso de suelo y cobertura 2000-2005.

Clasificación /Ponderación		Matriz Transición Cambio de uso de Suelo					
		2005					
		Manglar (Ha)	Zona Urbana (Ha)	Bosque deciduo (Ha)	Bosque siempreverde (Ha)	Lava (Ha)	
		1	2	3	4	5	
2000	Manglar	10	1 510.9	0.0	828.1	0.0	1318.5
	Zona Urbana	20	82.8	165.6	255.9	82.8	0.0
	Bosque deciduo	30	709.0	0.0	246596.8	66326.4	29584.5
	Bosque siempreverde	40	53.0	0.0	53511.1	48283.4	3700.9
	Lava	50	331.2	0.0	114466.7	16490.9	208388.5

En el periodo comprendido del 2005 al 2010, la cobertura vegetal cambiante fue de 102330.1 Ha, sin embargo, el área preservada tuvo una extensión de 687575.8 Ha. Dichos cambios se pueden observar en la tabla contigua.

Tabla 3. Matriz de Cambio de uso de suelo y cobertura 2005-2010.

Clasificación /Ponderación		Matriz Transición Cambio de uso de Suelo					
		2010					
		Manglar (Ha)	Zona Urbana (Ha)	Bosque decido (Ha)	Bosque siempreverde (Ha)	Lava (Ha)	
		1	2	3	4	5	
2005	Manglar	10	1372.3	0.0	384.3	414.1	473.7
	Zona Urbana	20	0.0	165.6	165.6	0.0	0.0
	Bosque decido	30	685.7	82.8	321109.5	20352.2	32167.3
	Bosque siempreverde	40	0.0	0.0	38527.7	113614.5	549.9
	Lava	50	745.3	0.0	5896.8	1884.7	251313.9

En el caso de los años comprendidos en el período de 2010 al 2015, la cobertura vegetal conservada tuvo una extensión de 534639.2 Ha. Por el contrario, el área que ha atravesado cambios es de 254589 Ha. Estos cambios se distinguen en la tabla a continuación.

Tabla 4. Matriz de Cambio de uso de suelo y cobertura 2010-2015.

Clasificación /Ponderación		Matriz Transición Cambio de uso de Suelo					
		2015					
		Manglar (Ha)	Zona Urbana (Ha)	Bosque decido (Ha)	Bosque siempreverde (Ha)	Lava (Ha)	
		1	2	3	4	5	
2010	Manglar	10	1404.9	0.0	1596.6	0.0	934.7
	Zona Urbana	20	0.0	0.0	248.4	0.0	0.0
	Bosque decido	30	685.7	82.8	321109.5	20352.2	32167.3
	Bosque siempreverde	40	202.0	82.8	65582.5	88473.3	2388.7
	Lava	50	135.8	0.0	82576.1	11984.6	220565.7

Dentro del periodo comprendido del 2015 al 2020, hubieron 637119.9 Ha de territorio que no sufrieron alteraciones, no obstante, 155756.1 Ha experimentaron cambios en la cobertura vegetal y uso suelo, en la tabla contigua se aprecian estos detalles.

Tabla 5. Matriz de cambio de uso de suelo y cobertura 2015-2020.

Clasificación /Ponderación		Matriz Transición Cambio de uso de Suelo					
		2020					
		Manglar (Ha)	Zona Urbana (Ha)	Bosque deciduo (Ha)	Bosque siempreverde (Ha)	Lava (Ha)	
		1	2	3	4	5	
2015	Manglar	10	1676.6	82.8	1040.2	82.8	655.1
	Zona Urbana	20	0.0	82.8	331.2	165.6	82.8
	Bosque deciduo	30	1099.1	82.8	253445.5	68248.1	18658.0
	Bosque siempreverde	40	165.6	0.0	19852.1	83728.5	2561.4
	Lava	50	963.5	0.0	38419.5	3265.5	298186.5

Las matrices de confusión y los coeficientes Kappa, indican que el muestreo estratificado resultó ser un método confiable, por lo que las muestras estuvieron presentes en diferentes estratos poblacionales, por las verificaciones en campo y por los resultados obtenidos en las mismas, esto se aprecia en las siguientes tablas donde el índice Kappa es de 0.85 a 0.99.

Tabla 6. Matriz de confusión y coeficiente de Kappa, 2000.

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2000							
Clases	MG	ZU	BD	BS	LV	Suma de líneas	%
Manglar	12	0	0	0	0	12	100
Zona Urbana	0	1	0	0	0	1	100
Bosque Deciduo	0	0	861	0	0	861	100
Bosque Siempreverde	0	0	0	226	0	226	100
Lava	0	0	0	0	777	777	100
Suma de columnas	12	1	861	226	777	1651	99.5
Suma de diagonales						5656	
Numero de muestras						32	
Coeficiente Kappa						0,850	

Tabla 7. Matriz de confusión y coeficiente de Kappa, 2005.

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2005							
Clases	MG	ZU	BD	BS	LV	Suma de líneas	%
Manglar	4	0	0	0	0	4	100
Zona Urbana	0	0	0	0	0	0	0
Bosque Deciduo	0	18	456	0	0	474	96

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2005							
Clases	MG	ZU	BD	BS	LV	Suma de líneas	%
Bosque Siempreverde	0	3	1	152	0	156	97
Lava	0	10	8	0	348	366	95
Suma de columnas	4	31	465	152	348	1000	96
Suma de diagonales						960	
Numero de muestras						32	
Coeficiente Kappa						0,94	

Tabla 8. Matriz de confusión y coeficiente de Kappa, 2010.

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2010							
Clases	M	ZU	BD	BS	L	Suma de líneas	%
Manglar	18	0	0	0	0	18	100
Zona Urbana	0	3	0	0	0	3	100
Bosque Deciduo	2	0	978	0	0	980	99
Bosque Siempreverde	1	0	0	152	0	153	99
Lava	0	0	0	0	955	955	100
Suma de columnas	21	3	978	152	955	2109	99,6
Suma de diagonales						2106	
Numero de muestras						32	
Coeficiente Kappa						0,99	

Tabla 9. Matriz de confusión y coeficiente de Kappa, 2015.

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2015							
Clases	M	ZU	BD	BS	L	Suma de líneas	%
Manglar	0	15	0	0	0	15	100
Zona Urbana	0	1	0	0	0	1	100
Bosque Deciduo	0	0	1074	0	0	1074	100
Bosque Siempreverde	0	0	0	360	0	360	100
Lava	0	0	0	0	1214	1214	100
Suma de columnas	0	16	1074	360	1214	2664	99
Suma de diagonales						2649	
Numero de muestras						32	
Coeficiente Kappa						0,99	

Tabla 10. Matriz de confusión y coeficiente de Kappa, 2020.

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2020							
Clases	M	ZU	BD	BS	L	Suma de líneas	%
Manglar	4	0	0	0	0	4	100

Matriz de confusión y coeficiente de Kappa 2020

Clases	M	ZU	BD	BS	L	Suma de líneas	%
Zona Urbana	1	3	0	0	0	4	75
Bosque Deciduo	0	0	3	1	0	4	75
Bosque Siempreverde	1	0	1	3	0	5	60
Lava	0	0	0	0	4	4	100
Suma de columnas	6	3	4	4	4	21	82
Suma de diagonales						17	
Numero de muestras						32	
Coeficiente Kappa						0,833	

Discusión

En este estudio se demuestra que los bosques de manglar de las islas Galápagos han incrementado en los últimos 20 años y al no existir programas de reforestación de estas especies, se evidencia su gran capacidad de regeneración natural como se plantea en el estudio de (Echeverría-Ávila et al., 2019), donde se podría interpretar al manglar como una especie pionera y como lo señala (Komar et al., 2014) existe integridad ecológica en la medida en que las masas forestales están compuestas por especies propias de la formación o el lugar como en el caso de las islas. (Moity et al., 2019) indica que el crecimiento de la cobertura vegetal por manglar es inversamente proporcional a la edad geológica de las islas, puesto que las islas más jóvenes poseen mayor cobertura por manglar que las islas geológicamente más antiguas.

La cobertura por manglar en el año 2000 obtenida en este estudio, fue de 2 978 Ha, mientras que, un estudio de “The Nature Conservancy-Centro de Levantamientos Integrados de Recursos Naturales por Sensores Remotos”, indica que para este mismo año la cobertura por manglar fue de 2 145.9 Ha (TNC-CLIRSEN, 2006), sin embargo (Giri et al., 2013) tuvo como resultado 2 366.3 Ha de manglar en todo el archipiélago de Galápagos, por lo que se demuestra la fiabilidad de los datos obtenidos del presente estudio.

Para el 2005 este estudio reflejo un área de 3 067 Ha y para el 2015 mostro 3825 Ha de manglar en las islas (Moity et al., 2019), señala que, el área de manglar para el 2004 al 2014 es de 3700 Ha, el cual continúa incrementando al pasar de los años. Para acotar, la presente investigación dio como resultado en el 2020 una cobertura vegetal por manglar de 3915 Ha, no obstante, se imposibilitó el contraste de estos datos con otras investigaciones debido a la escasa bibliografía del año en mención.

Un estudio de la Universidad de North Carolina Chapel Hill, muestra que la identificación de las especies de manglares por medio de imágenes satelitales fue imposible en el estudio debido a su densidad poblacional y la interacción entre las especies, sin embargo, pudieron separar las especies de manglar de especies asociadas como la acacia, botoncillo y manzanillo (Heumann, 2011).

Conclusión

El área de cobertura de manglares en las Islas Galápagos no ha disminuido a lo largo de los años objeto de estudio, sino contrario a lo que se planteaba en este estudio, ésta ha aumentado su densidad.

Se resalta que este aumento dentro de la cobertura de manglar en las islas ha sido totalmente natural debido a que no existen programas de reforestación en esta zona para este tipo de vegetación.

Por esto mismo, se considera que la declaratoria del archipiélago de Galápagos como patrimonio natural de la humanidad y su protección, así como la ausencia y restricción en actividades e intervención antropológica son adecuadas y eficientes para la conservación de este espacio territorial y han permitido que esta vegetación potencia sus servicios ambientales como son la captura de carbono, protección de las costas y como ecosistemas fundamentales para el desarrollo de especies de peces, tiburones y rayas en sus primeros años de vida.

Financiamiento

Esta investigación fue financiada por las autoras

Conflicto de intereses

Ninguno.

Contribuciones de autoría

Estefanía Avilés: procesamiento y análisis de imágenes satelitales, escritura del artículo.

Zuley León: obtención de imágenes satelitales, generación de cartografía.

Mensajes clave

¿Qué se sabe sobre el tema?

La importancia que tienen los manglares como ecosistemas que prestan gran cantidad de servicios ambientales entre los que destacan la captura de carbono, la protección de costas y hábitat de varias especies.

¿Qué añade el estudio realizado a la literatura?

La posibilidad de utilizar imágenes satelitales para estudiar a estos ecosistemas y su cobertura que durante el periodo de estudio, contrariamente a lo que se planteaba, esta no ha disminuido sino mas bien ha aumentado.

Referencias

Alexakis, D., Gryllakis, M., Koutroulis, A., Agapiou, A., Themistocleous, K., Tsanis, I., Michaelides, S., Pashiardis, S., Demetrou, C., Aristeidou, K., Retails, A., Tymvous, F., & Handjimitsis, D. (2013). Gis and remote sensing techniques for the assessment of land use changes impact on flood hidrology: The case study of Yialias basin

- in Cyprus. *Natural hazards and earth system sciences discussions*, 1, 4833-4869.
<https://doi.org/10.5194/nhessd-1-4833-2013>
- Angulo, C., Suárez, L., & Mollicone, D. (2011). Dinámica de la deforestación en Venezuela: Análisis de los cambios a partir de mapas históricos. *Interciencia*, 36(8), 578-586.
- Bocco, G., Mendoza, M., & Masera, O. (2001). Dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, 44, 18-38.
<https://doi.org/10.14350/ig.59133>
- Briceño, F. (2005). Las cadenas de Markiw en el análisis de cambios y asignación de usos de la tierra. *Revista Geográfica Venezolana*, 46(1), 35-45.
- Carvajal-Oses, M., Herrera-Ulloa, Á., Valdés-Rodríguez, B., & Campos-Rodríguez, R. (2020). Manglares y sus Servicios Ecosistémicos: Hacia un Desarrollo Sostenible. *Gestión y Ambiente*, 22(2), 277-290.
<https://doi.org/10.15446/ga.v22n2.80639>
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección Ambiental: La observación de la tierra desde el espacio*. (Primera). Ariel.
- Congalton, R., & Green, K. (2009). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data Principles and Practices*. Taylor & Francis Group.
- Consejo de Gobierno del Régimen Especial de Galápagos. (2016). *Plan Galápagos. Plan de Desarrollo Sustentable y Ordenamiento Territorial del Régimen Especial de Galápagos*.
https://www.gobiernogalapagos.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/04/Plan-Galapagos-2015-2020_12.pdf
- Cristobal, J., Pons, X., & Serra, P. (2003). *Sobre el uso operativo de Landsat 7 ETM en Europa*. 193-196.
<http://www.aet.org.es/congresos/x/cac45.pdf>
- Díaz Gaxiola, J. M. (2011). Una revisión sobre los manglares: Características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai*, 355-370. <https://doi.org/10.35197/rx.07.03.2011.05.jd>
- Echeverría-Ávila, S., Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jimenez, M., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Merino-Ibarra, M., & Vovides, A. (2019). Regeneración natural de sitios de manglar degradado en respuesta a la restauración hidrológica. *Madera y Bosques*, 25(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511754>
- Flórez- Yepes, G., Rincon-Snatamaría, A., Cardona, P., & Alzate-Alvarez, A. (2017). Análisis multitemporal de las coberturas vegetales en el área de influencia de las minas de oro ubicadas en la parte alta del sector de Maltería en Manizales, Colombia. *Dyna*, 84(201), 95-101.

- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, LL., Zhu, Z., Singh, A., & Loveland, T. (2013). Distribución mundial de bosques de manglares, 2000. *entro de aplicaciones y datos socioeconómicos de la NASA (SEDAC)*.
- Graham, E., & Danulat, E. (2003). *Reserva Marina de Galápagos. Línea base de la biodiversidad*. Fundación Charles Darwin para las Islas Galápagos.
- Guaillas, M. (2015). *Análisis de cambios de usos de suelo multitemporal en el Cantón Cuenca* [Universidad del Azuay]. <https://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/4935/1/11374.pdf>
- Heumann, B. (2011). An object-based classification of mangroves using a hybrid decision tree-support vector machine approach. *Remote Sensing*, 3(11), 2440-2460. <https://doi.org/10.3390/rs3112440>
- Komar, O., Schlein, O., & Lara, K. (2014). *Guía para el monitoreo de integridad ecológica en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y Vida Silvestre de Honduras*. ICF, SINFOR, Escuela Agrícola Panamericana/ Universidad Zamorano.
- Ministerio del Ambiente, & Ministerio de Agricultura, pesca y ganadería. (2015). *Protocolo metodológico para la elaboración del mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador Continental 2013-2014, Escala 1:100000*. Ministerio del Ambiente del Ecuador y Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/Portal_SNI_2014/USO_DE_LA_TIERRA/01-METODOLOGIA_MAPA_COBERTURA_USO.pdf
- Moity, N., Delgado, B., & Salinas-De-León, P. (2019). Mangroves in the Galapagos islands: Distribution and dynamics. *PLoS ONE*, 14(1), 29-32. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209313>
- Moreno, A. (2005). *Sistemas y Análisis de la información geográfica*. RA-MA Editorial.
- Olguín, E. J., Hernández, M., & Sánchez, G. (2007). Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23(3), 139-154.
- Ortiz, M. (2019). *Análisis de los efectos de la erupción del volcán Tungurahua a través del procesamiento e interpretación de imágenes satelitales para tomar medidas de protección civil* [Escuela Superior Politécnica del Chimborazo]. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/13434/1/98T00250.pdf>
- Palacios, D. (2004). Seasonal patterns of sea-surface temperature and ocean color around the Galápagos: Regional and local influences. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(1-3), 43-57. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.08.001>
- Palacios, L., Paz, F., Oropeza, J., Figuero, B., Martínez, M., Ortiz, C., & Exeibo, A. (2018). Corrector atmosférico en imágenes Landsat. *Terra Latinoamericana*, 36(4). <https://doi.org/10.28940/terra.v36i4.232>

- Pérez, U., & Bosque, J. (2007). Transiciones de la cobertura y uso de la tierra en el periodo 1991-2005 en la cuenca del río Combeima, Colombia. *Serie geográfica, 14*, 163-178.
- Phiri, D., & Morgenroth, J. (2017). Developments in Landsat Land Cover Classification Methods: A review. *Remote Sensing, 9*(9), 967. <https://doi.org/doi:10.3390/rs9090967>
- Ponvert, D., & Lau Quan, A. (2013). Uso de las imágenes de satélites y los SIG en el campo de la Ingeniería Agrícola. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias, 22*(4). http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2071-00542013000400013
- Poveda, G., & Avilés, P. (2018). Situación de los manglares de la ciudad de Guayaquil-provincia del Guayas-Ecuador. *Revista DELOS Desarrollo Local Sostenible, 31*.
- Quezada, A., Sevilla, J., & Avilés, E. (2022). Estimación de la tasa de deforestación en Pastaza y Orellana- Ecuador mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales durante el período 2000-2020. *Revista ALFA, 6*(17), 282-299. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i17.168>
- Rodriguez, G., Afre, M., Rojas, Y., & Pérez, A. (2019). Servicios ecosistémicos en manglares: Potencial para seguridad alimentaria en comunidades costeras. *Revista Cubana de Ciencias Forestales, 7*(1).
- Rosales, Y., & Apaza, H. (2022). Análisis de imágenes satelitales Landsat 8 por componentes principales y MNF para la detección de zonas del derrame de petróleo Repson en la Costa Peruana. *TecnoHumanismo, 2*(2), 172-189.
- Sacristán-Romero, F. (2005). La tecnología al servicio del medio ambiente. *Ra Ximhai, 1*(3), 601-632.
- Sahagún, F., & Reyes, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. *CienciaUAT, 1*(2), 6-21.
- Salinas, W., Terrazas, M., & Mora, A. (2020). Análisis multitemporal de cambios de uso de la tierra en San Fernando, Tamaulipas, durante el periodo 1987 a 2017. *CienciaUAT, 14*(2). <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v14i2.1298>
- Suarez Moncada, J. (2012). *Comunidades biológicas en los manglares de Isabela, Santa Cruz y San Cristóbal* [Universidad de Guayaquil]. [http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/1680/1/Comunidades biológicas en los manglares de Isabela... Suárez%2C Jennifer.pdf](http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/1680/1/Comunidades%20biológicas%20en%20los%20manglares%20de%20Isabela...%20Suárez%20Jennifer.pdf)
- Tanner, M., Moity, N., Costa, M., Marin, J., Aburto, O., & Salinas, P. (2019). Mangroves in the Galapagos: Ecosystem services and their valuation. *Ecological economics, 160*(12-24). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.024>
- Tinajero, J., Lozada, P., Zabala, M., & Jiménez, N. (2019). Sistema de procesamiento digital de imágenes satelitales para cálculo de áreas de interés. *Ciencia Digital, 3*(3.4), 29-48. <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v3i3.4..832>

- TNC-CLIRSEN. (2006). Cartografía de Galápagos 2006, conservación en otra dimensión. *The Nature Conservancy-Centro de Levantamientos Integrados de Recursos Naturales por Sensores Remotos*, 1-13.
- UEGPS. (2018). *Metodología para la clasificación de coberturas a partir del procesamiento de imágenes satelitales*. Ministerio de Agricultura y Riego.
- United States Geological Survey. (2018). Earth Explorer. *Earth Explorer USGS*. <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Vidal, J., Gallardo, J., & Peralta, C. (2020). Potencial del acervo de imágenes Landsat disponible en Google Earth Engine para el estudio del territorio mexicano. *Investigaciones Geográficas*, 101. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112020000100110
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., Twilley, R. R., & Day, R. H. (2013). Manglares: Ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*, 20, 39. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200147>



Investigatio



ISSN: 1390 - 6399 • ISSN-e: 2602 - 8336

Edita: Universidad Espíritu Santo © – UEES

Estado actual de la cobertura arbórea de Ecuador continental y sus regiones naturales. Oportunidades para mejorar los programas de conservación

Current status of tree cover in continental Ecuador and its natural regions. Opportunities for improving conservation programmes

Cristian Barros-Diaz ¹  0000-0003-0727-7996

¹Fundación para la Conservación e Investigación JaPu, Francisco de Marcos 330 entre Chile y Chimborazo, Guayaquil, Ecuador.

²Facultad de Ciencias Naturales, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Av. 12 de octubre y Vicente Ramón Roca Quito, Pichincha, Ecuador.

Cita: Barros-Diaz, C. (2024). *Estado actual de la cobertura arbórea de Ecuador y sus regiones naturales. Oportunidades para mejorar los programas de conservación.* *INVESTIGATIO*, 1(21). <https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.5>

Fechas · Dates

Recibido: 15.05.2023
Aceptado: 11.01.2024
Publicado: 27.03.2024

Correspondencia · Corresponding Author

Cristian Barros-Diaz
Fundación para la Conservación e Investigación JaPu, Francisco de Marcos 330 entre Chile y Chimborazo, Guayaquil, Ecuador
c.barros@japufundacion.org

Resumen

Este estudio examina la dinámica de la cobertura arbórea en Ecuador y sus regiones naturales durante el período 2000-2022, proporcionando una evaluación detallada del estado actual de los bosques. Utilizando el conjunto de datos de Hansen Global Forest Watch y programando en Google Earth Engine, se identificaron tendencias en la pérdida de cobertura arbórea. Los resultados revelaron una pérdida neta de 995 278 hectáreas durante el

período de estudio, con una ganancia de 217 000 hectáreas hasta 2012. Los años 2012 y 2017 se identificaron como los de mayor pérdida de cobertura arbórea. Las regiones naturales del país también presentaron variaciones significativas en las tendencias de pérdida. Se destaca la Amazonia como la región con mayor pérdida, mientras que el bosque seco tropical y el páramo presentaron pérdidas menores en comparación. Se subraya la necesidad de políticas de conservación más eficaces y específicas para cada región, especialmente en las zonas críticas de alta biodiversidad y servicios ecosistémicos.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, deforestación, petróleo, minería, agricultura, política.

Abstract

This study examines the dynamics of tree cover in Ecuador and its natural regions over the period 2000-2022, providing a detailed assessment of the current state of forests. Using the Hansen Global Forest Watch dataset and programming in Google Earth Engine, trends in tree cover loss were identified. The results revealed a net loss of 995 278 hectares during the study period, with a gain of 217 000 hectares up to 2012. The years 2012 and 2017 were identified as the years of greatest tree cover loss. The country's natural regions also showed significant variations in loss trends. Amazonia stands out as the region with the highest loss, while the tropical dry forest and páramo showed comparatively lower losses. This underlines the need for more effective and region-specific conservation policies, especially in critical areas of high biodiversity and ecosystem services.

Keywords: ecosystem services, deforestation, oil, mining, agriculture, politics.

Introducción

Los ecosistemas forestales son un componente esencial de la biodiversidad global, destacando por su diversidad y singularidad en comparación con otros tipos de ecosistemas (FAO y UNEP, 2020). Los bosques ocupan aproximadamente el 31% de la superficie terrestre del planeta, siendo una combinación de bosques naturales y plantaciones que totalizan alrededor de 4.060 millones de hectáreas (GFW, 2020). Las funciones ecosistémicas de estos ecosistemas forestales son vitales para la vida en la Tierra, ya que contribuyen a la regulación del clima, el almacenamiento de carbono, el suministro de agua y, principalmente, albergan una inmensa biodiversidad (Foley, 2005). Sin embargo, la pérdida de cobertura arbórea se ha convertido en una problemática ambiental grave en Ecuador.

En el contexto de América Latina, Ecuador se encuentra en una situación particularmente preocupante. A pesar de su pequeño tamaño, el país alberga una de las mayores biodiversidades del mundo debido a su variedad de ecosistemas, desde los manglares costeros hasta los bosques nublados andinos y la selva amazónica (Bass et al., 2010). Sin embargo, la tasa de deforestación en Ecuador es una de las más altas de la región, con múltiples factores que contribuyen a esta realidad, como la expansión de la agricultura, la explotación de recursos madereros y no madereros, la urbanización (Sierra, 2000; Mosandl et al., 2008), la minería legal e ilegal, y la explotación petrolera (Kleemann et al. 2022). Dada la importancia ecológica de los bosques ecuatorianos y la creciente amenaza de la deforestación, es imperativo contar con datos precisos y actualizados sobre la cobertura forestal del país. Afortunadamente,

el desarrollo de la teledetección ha proporcionado nuevas herramientas para el seguimiento de la cobertura forestal. En particular, el conjunto de datos global de Hansen et al. (2013) creado en 2013, y actualizado hasta el 31 de diciembre del 2022, permitiendo un seguimiento anual de la cobertura forestal a nivel mundial desde el 2000.

En este sentido, es importante destacar que la conservación de los bosques no es solo una cuestión de biodiversidad, sino también de sostenibilidad socioeconómica. Los bosques proporcionan una serie de servicios ecosistémicos, que son beneficios directos e indirectos que las personas obtienen de los ecosistemas, como la provisión de alimentos, madera, la regulación del clima, la calidad del agua, el soporte para la polinización y el control de plagas (Costanza et al., 1997; MEA, 2005). Por lo tanto, la pérdida de bosques tiene impactos profundos no solo en la biodiversidad, sino también en la economía y el bienestar de las comunidades locales y de la sociedad en general. Asimismo, el análisis de los cambios en la cobertura arbórea puede ayudar a identificar las causas subyacentes de la deforestación y la degradación forestal. Por ejemplo, el análisis de los patrones espaciales y temporales de la pérdida de bosques puede revelar las áreas donde la presión sobre los bosques es más alta, así como los periodos de tiempo cuando la deforestación se acelera o disminuye. Esta información puede ser útil para diseñar estrategias de conservación que se dirijan a las causas raíz de la pérdida de bosques, como la conversión de bosques en tierras agrícolas o la explotación insostenible de madera (Kleemann et al. 2022).

El presente estudio pretende proporcionar una evaluación detallada y actualizada de la cobertura arbórea de Ecuador y sus regiones naturales, basada en el conjunto de datos creados por Hansen et al. (2013) y actualizado en el 2023 (Hansen global forest change v1.10, 2023). Los resultados se utilizaron para identificar las oportunidades para mejorar los programas de conservación en el país, con un enfoque en la protección de los bosques como reservorios de biodiversidad y proveedores de servicios ecosistémicos. Al hacerlo, este estudio contribuirá a los esfuerzos para frenar la pérdida de bosques y promover la conservación y el uso sostenible de los recursos forestales en Ecuador.

Materiales y Métodos

El estudio analizó la cobertura arbórea (CA) del país y por cada región natural descrita para Ecuador, la información se encuentra en Bioweb (2023), siendo 10 regiones naturales en total (Figura 1).

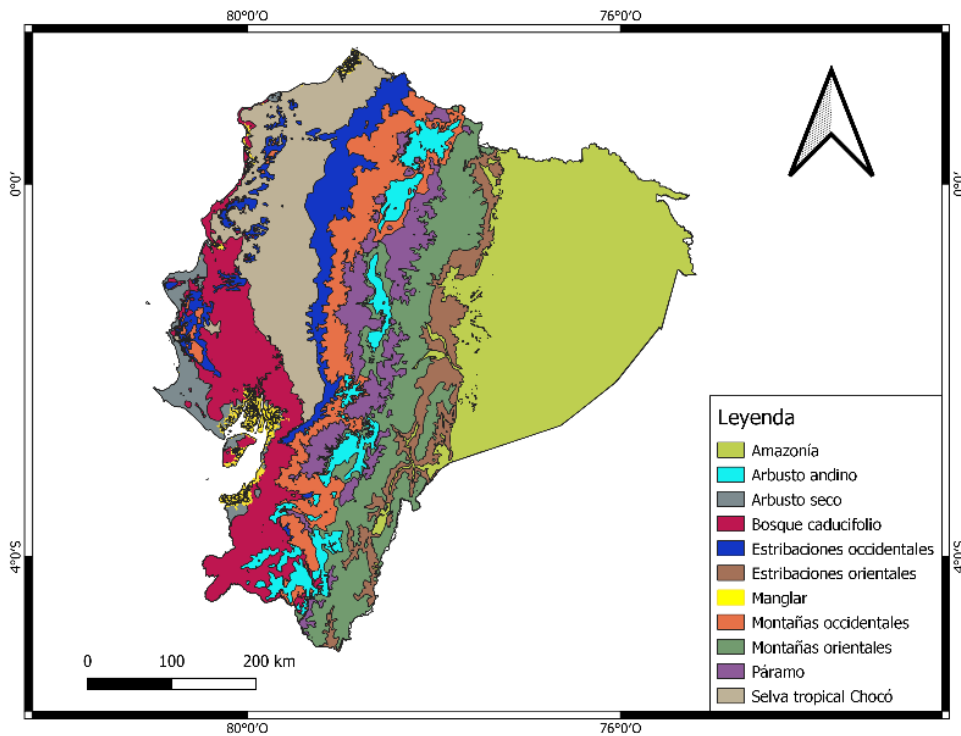


Figura 1. Regiones Naturales de Ecuador.

Estratificación por Regiones Naturales

Finalmente, se realizó una estratificación de los datos por regiones naturales de Ecuador, según la clasificación de Ron (2023) (Figura 1). Este enfoque permitió evaluar la variación en la pérdida y ganancia de la cobertura arbórea entre las diferentes regiones, y proporcionó una imagen más detallada de los cambios en la cobertura arbórea a nivel del país. Para la delimitación del ecosistema de manglar, se utilizó la información proporcionada por el Ministerio de Ambiente de Ecuador del 2013.

Metodología

El análisis de la cobertura arbórea en Ecuador y sus regiones naturales se realizó en varias etapas, que incluyeron la recopilación y el procesamiento de datos satelitales, el análisis espacial y el mapeo de los resultados. En este estudio, se utilizó el conjunto de datos de Hansen et al. (2013), actualizada en la plataforma de Google Earth Engine en el 2023, V1.10 (2000 - 2022) (Hansen global forest change v1.10, 2023), que proporciona información detallada sobre la cobertura arbórea global y la pérdida de la cobertura arbórea desde el 2000 hasta el 31 de diciembre del 2022.

Recopilación y Procesamiento de Datos

La recopilación de datos se realizó utilizando Google Earth Engine y el script propuesto por Hansen et al. (2013) para este conjunto de datos, se puede encontrar el script en: https://developers.google.com/earth-engine/tutorials/tutorial_forest_03). El conjunto de datos incluye información sobre la pérdida de cobertura arbórea (árboles de cinco metros de altura mínimo, eliminando el sesgo de confundir arbustos con árboles) del 2001 al 2022, y datos sobre la ganancia de cobertura arbórea hasta el año 2012. Cabe mencionar que la actualización de estos datos se realizó en julio del 2023 y se almacena en la base de datos de Google (https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/UMD_hansen_global_forest_change_2022_v1_10). La resolución de los píxeles es de 30 metros. Cada pixel cuenta con información sobre el porcentaje de la cobertura arbórea estimada, que va desde el 1 al 100 %, pudiendo interpretarse también como la calidad de la cobertura arbórea de la zona.

El análisis espacial implicó la cartografía de las bandas del conjunto de datos de Hansen en QGIS 3.28 y la medición de las áreas de cobertura arbórea para el año 2000 y 2022. Los cálculos se realizaron a nivel nacional y para cada región natural de Ecuador; además se calculó el porcentaje de la cobertura arbórea de cada pixel agrupándolo en grupos de 10 en 10, ejemplo: 1 al 10 %, 11 al 20 %, así sucesivamente hasta el 91 al 100 %, considerándolo en el presente estudio como calidad de la cobertura arbórea.

Mapeo

Para visualizar los resultados, se crearon mapas de las áreas de cobertura arbórea para el año 2000 y del primero de enero del 2023, también de la pérdida y ganancia en QGIS. Estos mapas permitieron identificar los cambios en la cobertura arbórea a lo largo del tiempo y resaltar las áreas de mayor pérdida y ganancia. Es importante mencionar que, aunque el conjunto de datos de Hansen et al. (2013) y Hansen global forest change v1.10 (2023) es una herramienta valiosa para el análisis de la cobertura arbórea, tiene algunas limitaciones. Por ejemplo, no proporciona información sobre el uso del suelo y no distingue entre bosques naturales y plantaciones de árboles (Vieilledent, 2018). Por lo tanto, los resultados obtenidos en este estudio deben interpretarse con cuidado, teniendo en cuenta estas limitaciones.

Interpretación de los Datos

Se tomó precaución en la interpretación de los datos de ganancia de cobertura arbórea, ya que el conjunto de datos de Hansen et al. (2013), y actualizado hasta el 31 de diciembre del 2022 (Hansen global forest change v1.10, 2023) no distingue entre la regeneración natural y las plantaciones de árboles

comerciales (Tropek et al., 2014). Por lo tanto, la "ganancia" de cobertura arbórea reportada no se sumó directamente a la cobertura arbórea total del año 2023, sino que se consideró por separado en el análisis.

Análisis de Tendencias

Para comprender las tendencias en la pérdida y ganancia de la cobertura arbórea, se graficó la pérdida de cobertura arbórea por año. Esto ayudó a identificar los años con la mayor pérdida y ganancia de cobertura arbórea, y a detectar posibles patrones en estos cambios a lo largo del tiempo.

Resultados

Ecuador

Los años con mayor pérdida de cobertura arbórea fueron 2012 y 2017 (Figura 2). Cabe destacar que no se sumó la "ganancia" a la cobertura arbórea total, ya que el conjunto de datos no distingue entre la regeneración natural y las plantaciones de árboles comerciales. Para el año 2000, la cobertura arbórea total en Ecuador se estimó en aproximadamente 20 001 196 ha (Figura 3). Para principios del 2022 (Figura 3), esta cifra se había reducido aproximadamente a 19 005 918 ha, lo que representa una pérdida neta en 22 años de 995 278 ha (Figura 4). Sin embargo, también se registró una ganancia de cobertura arbórea hasta 2012 de 217,000 ha (Tabla 1). Adicionalmente, se obtuvo que Ecuador cuenta con una cobertura arbórea predominantemente por encima del 80% de calidad (Tabla 2).

Tabla 1. Pérdida anual de cubierta arbórea de 2001 a 2022, aumento de cubierta arbórea de 2001 a 2022, cubierta arbórea de diciembre de 2000 y enero de 2022.

Año	Pérdida de cubierta arbórea (ha)	Año	Pérdida de cubierta arbórea (ha)	Año	Pérdida de cubierta arbórea (ha)
2001	45 570	2008	52 294	2015	32 541
2002	30 170	2009	58 446	2016	47 817
2003	14 097	2010	34 101	2017	75 150
2004	37 893	2011	44 180	2018	40 894

2005	40 934	2012	77 520	2019	37 663
2006	36 042	2013	56 408	2020	51 512
2007	61 536	2014	35 866	2021	32 099
				2022	52 545
Pérdida total (22 años)	Ganancia (hasta 2012)	Cobertura arbórea			
995 278 ha	217 000 ha	Dic. 2000		Ene. 2023	
		20 001 196 ha		19 005 918 ha	

Nota: No se sumó la “ganancia” a la cobertura arbórea debido a que el ráster de ganancia de cobertura arbórea se desconoce si son zonas que sufrieron cambio de uso de suelo para sembrar árboles comerciales.

Tabla 2. Porcentaje de la cobertura arbórea en el año 2000 y 2023.

Rangos de la CA	Año 2000	Año 2022	Porcentaje en el 2000	Porcentaje en el 2023	Porcentaje de CA pérdida de 22 años de cada rango
1 - 10	477 450	412 837	2.38	2.05	13.53
11 - 20	400 796	400 781	1.99	1.99	0.00
21 - 30	296 015	291 842	1.47	0.15	89.92
31 - 40	326 083	325 148	1.62	1.62	0.29
41 - 50	754 620	754 614	3.75	3.75	0.001
51 - 60	970 132	970 015	4.83	4.83	0.01
61 - 70	584 257	551 148	2.91	2.74	5.67
71 - 80	972 638	952 486	4.84	4.74	2.07
81 - 90	2 344 954	2 322 541	11.67	11.56	0.96
91 - 100	12 970 711	12 173 511	64.54	61.88	4.13

20 097 656

19 102 378

Los rangos fueron establecidos de esta forma para facilitar la interpretación de datos

Regiones Naturales

Al estratificar los datos por regiones naturales de Ecuador, se observó variaciones significativas en la pérdida y ganancia de cobertura arbórea. En la Tabla 3, se presentan los datos desglosados por región, incluyendo la cobertura arbórea en el año 2000 (CA1), la pérdida de cobertura arbórea del 2001 al 2021 (PT) y la cobertura arbórea en 2022 (CA2). Algunas regiones, como la Amazonia y el Chocó Selva Tropical, presentaron pérdidas de cobertura arbórea superiores a las 200 000 ha durante el periodo de estudio. Sin embargo, otras regiones como el Páramo y el Arbusto seco, presentaron pérdidas de cobertura arbórea mucho menores. La región del manglar presentó una pérdida mínima de cobertura arbórea con respecto a las demás regiones. También se mapeó las zonas de menor a mayor calidad arbórea (Figura 5). Por último, se mapeó la cobertura arbórea de las regiones naturales por separado (Anexo 1 al 10).

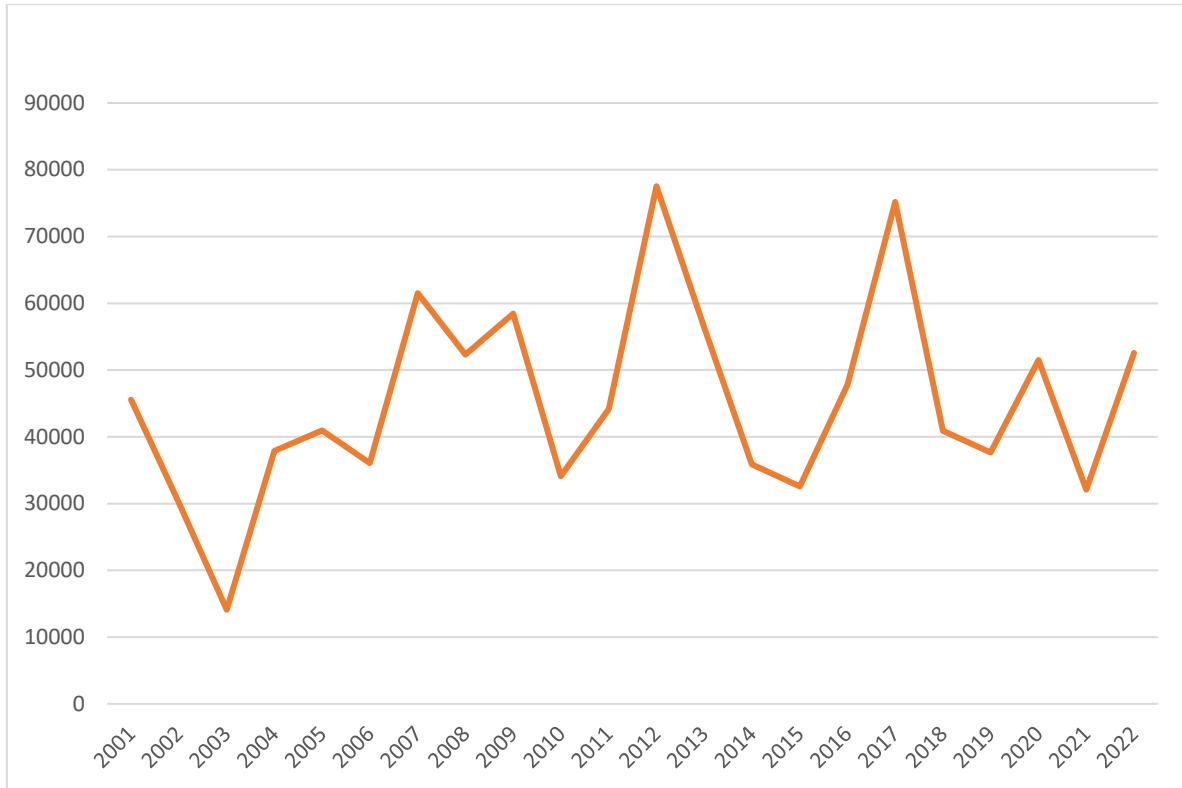


Figura 2. Pérdida anual de cubierta arbórea de 2001 al 2022 en Ecuador.

Tabla 3. Análisis en hectáreas (ha) de: CA: cobertura arbórea de las regiones naturales de Ecuador, en el año 2000 (CA 1) y 2022 (CA 2), PT: pérdida de cobertura del 2001 al 2022.

	CA 1	PT	CA2
Bosque caducifolio	1 633 641	92 129.07	1 544 570.15
Amazonia	7 212 906	365 278.73	6 821 185.49
Arbusto andino	579 527	17 537.33	561 915.89
Choco Selva Tropical	2 55 5315	235 685.18	2 301 188.04
Arbusto seco	177 733	6 372.18	170 819.04

Estribaciones orientales	1 286 370	61 909.14	1 223 019.08
Montañas orientales	2 916 498	46 218.22	2 859 838
Páramo	497 281	13 393.19	483 246.03
Estribaciones occidentales	1 410 958	51 809.33	1 357 706.89
Montañas occidentales	1 643 184	47 593.83	1 595 148.39
Manglar	87 783	389	87 281
Total	20 001 196	937 926.2	19 005 918

Nota: No se sumó la “ganancia” a CA2, debido a que el ráster de ganancia de cobertura arbórea se desconoce si es cobertura natural, o son zonas que sufrieron cambio de uso de suelo para sembrar árboles comerciales.

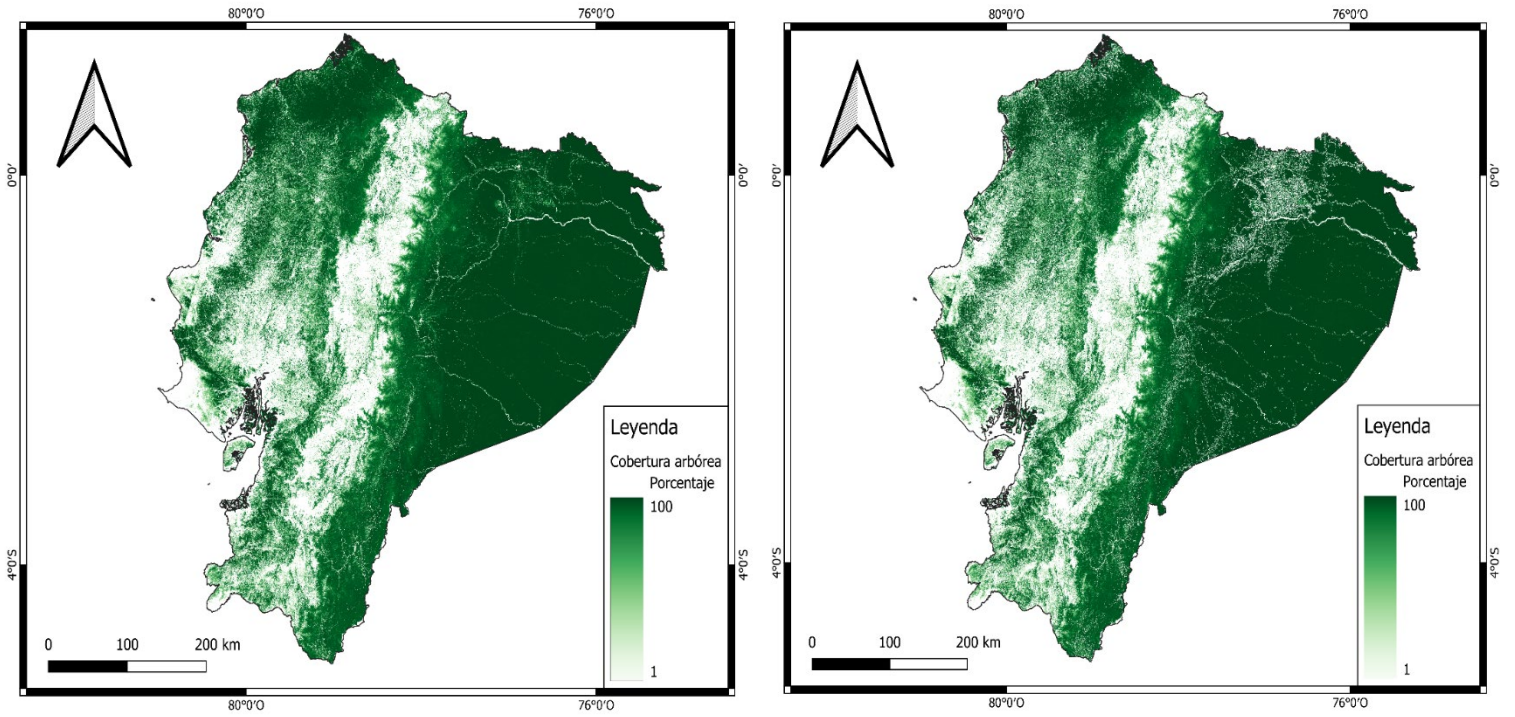


Figura 3. Cobertura arbórea 2000 (Izquierda) y cobertura arbórea primero de enero del 2023 (Derecha).

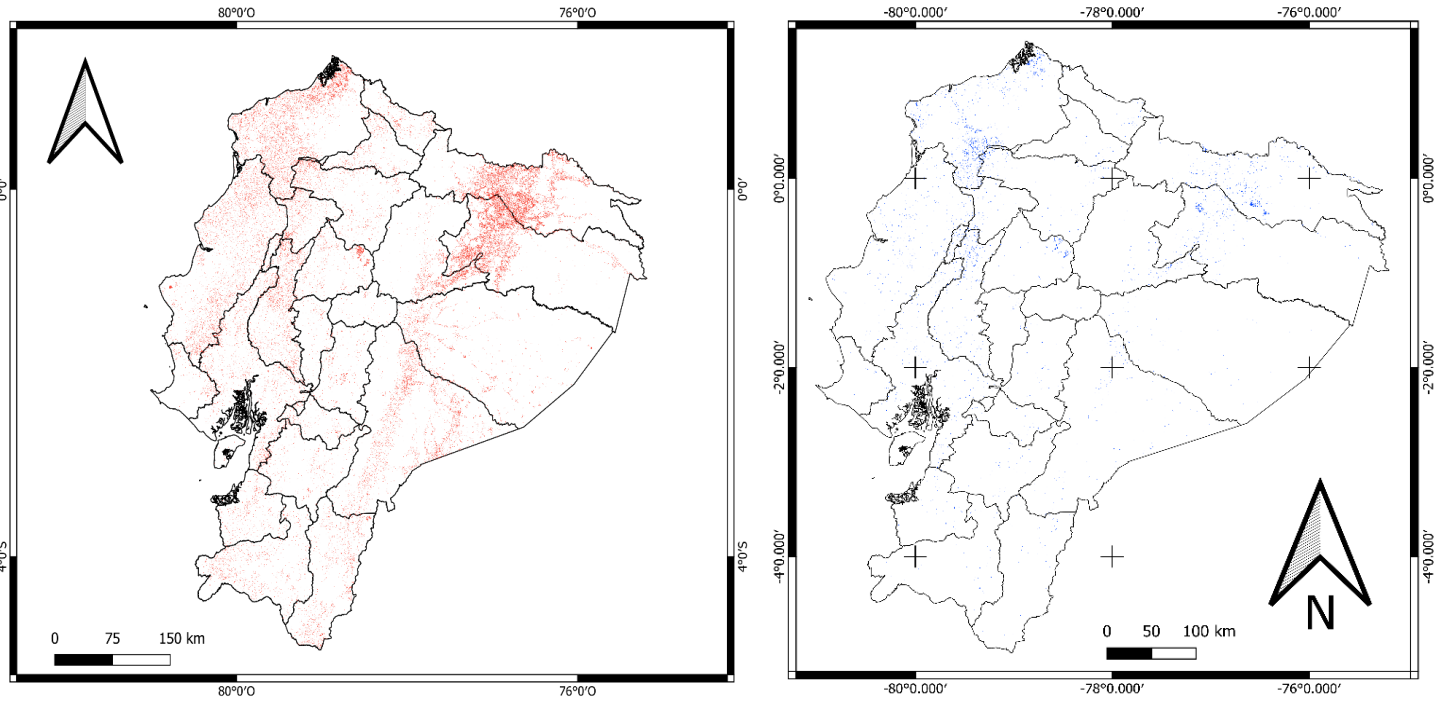


Figura 4. Perdida de cobertura arbórea 2001-2022 (Izquierda) y “ganancia” hasta el 2012 (Derecha).

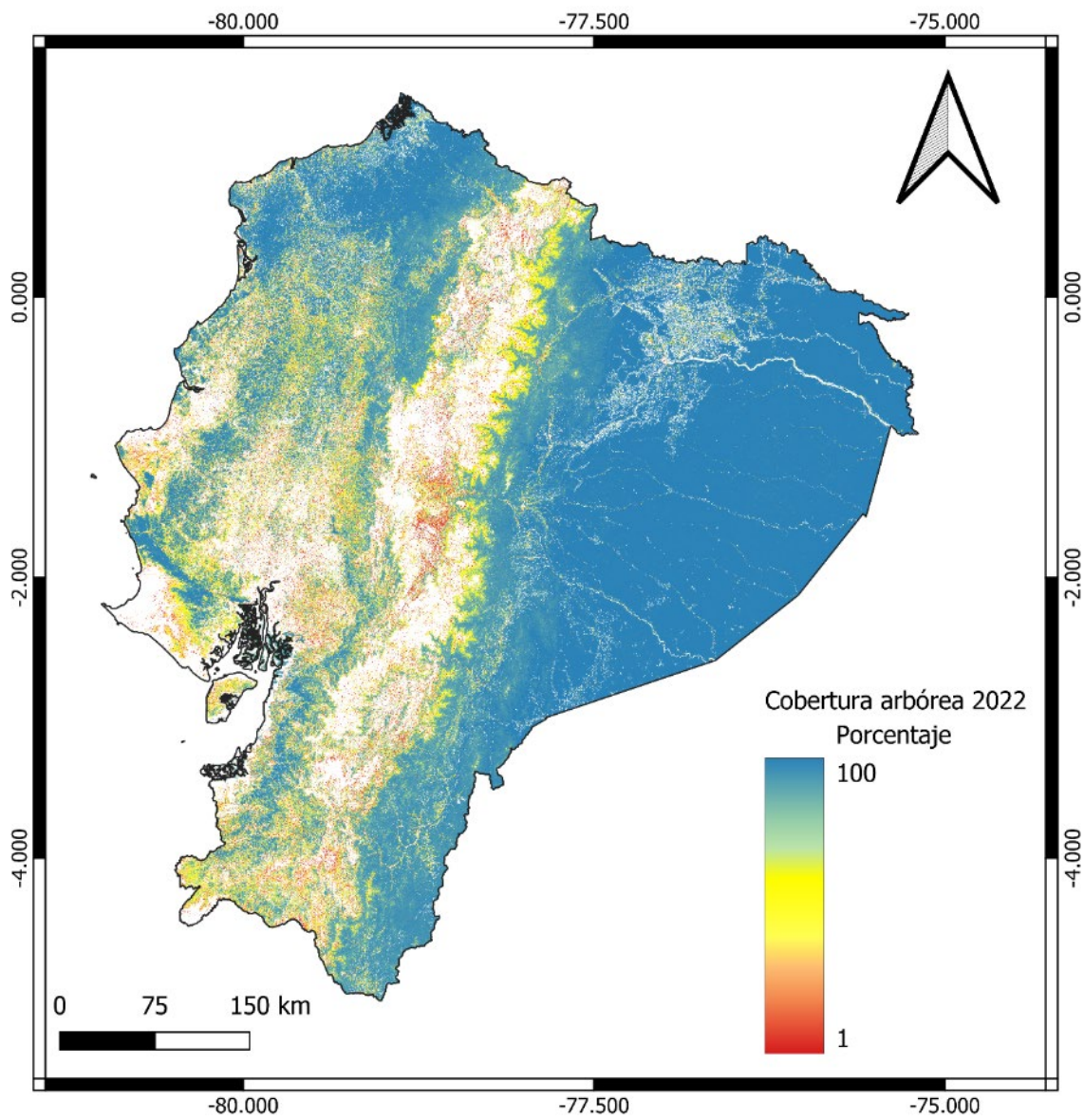


Figura 5. Cobertura arbórea de Ecuador el primero de enero del 2023. Las zonas azules demarcan las zonas con una calidad de cobertura alta, mientras que las zonas amarillas indican áreas medianamente en buen estado y las rojas, muy pésima cobertura.

Discusión

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian el cambio considerable en la cobertura arbórea de Ecuador y sus regiones naturales en el transcurso de dos décadas. Es importante resaltar que, aunque las cifras de pérdida de cobertura arbórea son significativas (Tabla 1), también se ha observado una ganancia de cobertura arbórea hasta el año 2012. Esta ganancia, aunque no se sumó al total de cobertura arbórea debido a la limitación del conjunto de datos de Hansen et al (2013) en diferenciar entre la regeneración natural y las plantaciones de árboles comerciales, también puede indicar ciertos esfuerzos de reforestación o regeneración natural en ciertas áreas, también puede indicar cambios de uso de suelo para plantaciones forestales o de palma; pero el dataset no distingue entre la regeneración natural y las plantaciones de árboles comerciales (Tropek et al., 2014). En la figura 3 y 4 se puede observar que las zonas de mayor pérdida de cobertura están en las zonas norte de Ecuador, tanto al oriente como al occidente (Esmeraldas principalmente), siendo las zonas de mayor prioridad para tomar medidas de mitigación y mejorar los controles, debido a que son las regiones más grandes y de mayor biodiversidad del país; y también son las zonas que hasta el 2012 mostraban una “ganancia” de cobertura arbórea, pudiendo ser un indicativo del cambio de uso de suelo a agricultura, o para explotación minera y petrolera. Por otra parte, Ecuador para el año 2000 contaba con 20 001 196 ha de CA (árboles con altura mínima de 5 metros) y desde el primero de enero del 2001 al 31 de diciembre del 2022 perdió 995 278 ha de CA representando una pérdida del 4.98%, y a su vez esta pérdida representaría el 96.3 % de la extensión del Parque Nacional Yasuní; cabe recordar que la desventaja de esta metodología es que no se puede determinar la causa exacta de la pérdida, pero se presume que el principal responsable es la deforestación. Por otra parte, el país contaba con cobertura arbórea de una calidad mínima del 80% por pixel (30 metros) del 11.67%, y el 64.54% representaba una cobertura de una calidad mínima del 90% (Tabla 2), y para inicios del 2022 estos porcentajes disminuyeron a 11.56 % y 61.88 % respectivamente.

Consecuentemente, Ecuador es considerado un hotspot de biodiversidad a nivel mundial y está entre los diez países con el mayor número de especies de árboles en el mundo (Beech et al. 2017), y según la Lista Roja de Ecosistemas de la UICN, el 22% de los ecosistemas forestales del Ecuador se encuentran actualmente en peligro (Noh et al. 2020) Contrariamente a esta realidad, entre 1990 y 2018 perdió alrededor del 12 % de su área de bosque natural (Kleemann et al. 2022). Esta pérdida es mucho mayor a la reportada en el presente estudio, donde se obtuvo que Ecuador desde el 2001 al 2022 perdió aproximadamente el 4.98 % de sus bosques, aunque en este estudio se limita a analizar árboles de cinco metros mínimo de alto, pudiendo esto marcar la diferencia entre ambos análisis. No obstante, ambos estudios reflejan la afectación de cambio de uso de la tierra debido a los cultivos agrícolas, el pastoreo de ganado, la urbanización, la infraestructura, la minería y la exploración petrolera en Ecuador (Calderón y Reyes, 2015; Curatola et al. 2015). Consiguientemente, la pérdida de cobertura arbórea en las distintas regiones naturales de Ecuador varía de manera significativa, lo que puede indicar la influencia de factores regionales y locales en la deforestación. Estos factores pueden incluir, pero no se limitan a, la presión demográfica, la actividad económica, las políticas de uso del suelo y los eventos climáticos extremos

(DeFries et al., 2010), también al tráfico de tierras, intereses de los gobiernos de paso y disponibilidad de recursos de alto valor económico (petróleo, metales preciosos, cal, entre otros); aunque la agricultura es el principal responsable de la deforestación en Ecuador, especialmente en la Amazonia y la Costa, y le siguen de cerca las exploraciones mineras y petroleras (Kleemann et al. 2022). Además, en el año 2012 y 2017 se destacaron como años con mayor pérdida de cobertura arbórea en Ecuador. Los datos obtenidos en el presente estudio ayudan a corroborar lo reportado por Kleemann et al. (2022), donde llevaron a cabo un análisis espacial en Ecuador, quienes identificaron y calcularon el porcentaje de deforestación en Ecuador entre 1990 y 2018, para determinar la eficacia de las áreas protegidas, obteniendo que aproximadamente el 25,5% de la deforestación acumulada en 28 años, se originó en las zonas de amortiguamiento y alrededor del 4% dentro de los límites del SNAP; y aunque en teoría las áreas protegidas tienen un alto grado de monitoreo para evitar la deforestación, sus zonas tampón tienen un alto nivel de pérdida forestal (Kleemann et al. 2022), siendo un indicativo de que las acciones de conservación y multas ambientales deben intensificarse.

De la regiones naturales, en la Amazonía la pérdida de cobertura arbórea fue especialmente severa, con más de 391 720.51 ha perdidas en las dos décadas de estudio (2001 al 2022). Esta pérdida puede estar relacionada con la expansión de la agricultura y la explotación maderera, dos actividades que han sido identificadas como principales motores de la deforestación en la región (Rudel et al., 2005;). Sin embargo, también se observó una ganancia de cobertura arbórea en esta región, lo que sugiere que algunos bosques pueden estar recuperándose de la perturbación o también puede ser por siembra de especies forestales. Sin embargo, Kleemann et al. (2022) aseguran que la agricultura es la principal impulsora de la pérdida forestal en la región; en especial, porque las actividades agrícolas representan el 60 % de los ingresos de las personas que viven en la Amazonia (Piotrowski et al. 2019; Steinweg et al. 2019). Por otro lado, las concesiones mineras y petroleras no se quedan atrás; antes del 2016, especialmente en tierras indígenas, existía ya una explotación minería legal e ilegal (Quijano et al. 2020), debido a que el mayor número de minas se encuentra en el sur del país, tanto en las provincias de Morona Santiago y Zamora Chinchipe en la Amazonía, como en la provincia de Loja en los Andes (Red Amazónica de Información Socioambiental Geo-referenciada, 2021; Agencia de Regulación y Control de Energía y Recursos Naturales No Renovables (ARCERNNR) de Ecuador, 2021), acrecentándose el problema en el año 2016, debido a que el Gobierno nacional de aquel momento, aprobó la exploración minera en el Ecuador continental, de aproximadamente el 13%, como consecuencia provocando un aumento en la deforestación (Encyclopædia Britannica Inc. Ecuador, 2023), lo cual se ve reflejado en la Tabla 1 y Figura 1, en el 2015 la pérdida fue de 32 541 ha, en el 2016 del 47 817 ha y para el 2017, la pérdida se había duplicado con respecto al 2015, perdiendo el país 75 150 ha de bosque. Y en el norte de la región, se pudo observar que la mayor pérdida de cobertura arbórea se da en las provincias Orellana, Napo y Sucumbíos (Figura 4), justamente las provincias donde existe una fuerte presión petrolera; también se pudo evidenciar que en estas zonas había una “ganancia” de cobertura, acrecentando la teoría de que esas ganancias son cambios de uso de suelo a siembra de especies forestales.

En la Selva Tropical Chocó, otra región con una pérdida significativa de cobertura arbórea, con 254 126.96 de ha pérdidas en 22 años, los factores que contribuyen a la deforestación pueden ser diferentes, pero principalmente a la exploración minera legal e ilegal. Este ecosistema es uno de los más biodiversos del mundo, pero también es altamente vulnerable a la perturbación debido a su clima húmedo y a la presencia de especies endémicas y especializadas (Myers et al., 2000). La deforestación en esta región también está impulsada por la expansión de la agricultura de subsistencia y la explotación ilegal de madera (Balmford et al., 2002), siendo una tendencia que se mantiene hasta el 2023. Sin embargo, la pérdida de cobertura arbórea en esta región fue menor que en la Amazonía, lo que puede reflejar las diferencias en las políticas de conservación y las presiones demográficas, aunque también se debe a que no existe presión petrolera, pero el país varias veces a manejo la idea de comenzar exploraciones de este tipo en esta región natural. Por otro lado, las regiones del Páramo y el Arbusto seco, la pérdida de cobertura arbórea fue relativamente baja (140 34.97 y 6 913.96 ha respectivamente). Estas regiones son menos densamente pobladas y tienen tasas de deforestación más bajas que las regiones de bosque húmedo (Etter et al., 2006), probablemente también a que proporcionalmente son menos extensas con respecto a las demás regiones naturales y predominantemente están presentes especies de flora que no alcanzan los cinco metros de alto. Sin embargo, también son altamente vulnerables al cambio climático, que puede alterar los patrones de precipitación y aumentar la frecuencia de los incendios forestales (Poulter et al., 2010). En estas regiones, es posible que las estrategias de conservación deban centrarse en la adaptación al cambio climático y en la gestión del fuego, en lugar de la prevención de la deforestación.

La región del Manglar, por otro lado, presentó una pérdida mínima de cobertura arbórea (502 ha). No obstante, esta pérdida puede ser en parte atribuida a la precisión limitada del conjunto de datos del Hansen global forest change v1.10 (2023) en este tipo de ecosistemas, también es posible que las políticas de conservación en esta área estén teniendo un impacto positivo. Los manglares son ecosistemas altamente productivos que proporcionan una serie de servicios ecosistémicos, incluyendo la protección de la costa, la provisión de hábitats para la vida silvestre y la captura de carbono (Barbier et al., 2011). Sin embargo, también son altamente vulnerables al cambio climático y a las actividades humanas, como la conversión de tierras para la acuicultura (Alongi, 2002). Por lo tanto, intensificar los esfuerzos para conservar estos ecosistemas son esenciales para la sostenibilidad de las costas de Ecuador. En especial, a que las principales razones de su estado crítico actual de conservación en Ecuador son por la actividad acuícola, tala ilegal y extracción de recursos naturales (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez, 1999; Colditz et al., 2012), siendo la industria camaronera (actividad acuícola) el principal responsable de la deforestación del manglar en el país (Argandona, 2016), y aunque está prohibido por ley la deforestación del manglar y expansión camaronera a costa de talar manglar, varias ONGs han reportado la tala indiscriminada de manglares para la expansión camaronera en la última década (2013-2023).

Un aspecto crítico que vale la pena discutir es la situación particular del bosque seco tropical o bosque caducifolio en Ecuador. Esta eco-región, que se extiende a lo largo de la costa oeste del país, es uno de los ecosistemas más amenazados y menos protegidos en el mundo (Janzen, 1988). Contrariamente de su importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, el bosque seco tropical ha sido

ampliamente convertido para la agricultura, la ganadería y otras actividades humanas (Miles et al., 2006). Los resultados indican que el bosque seco tropical en Ecuador también ha experimentado una pérdida significativa de cobertura arbórea durante el periodo de estudio. Sin embargo, el porcentaje de pérdida fue menor que en otras regiones, como la Amazonia y el Chocó Selva Tropical, donde estas regiones perdieron más de 200 000 ha de bosque en 22 años, pero son regiones con mucha mayor cobertura arbórea de la que queda actualmente para el Bosque Seco Tropical. Esto puede reflejar la ya reducida extensión de este ecosistema, y el hecho de que esta región haya perdido casi 100 000 ha en 22 años, refleja que las estrategias de conservación en esta región natural están siendo ineficientes, debiéndose priorizar acciones legales mucho más fuertes para su conservación y restauración ecológica. Ya que, los bosques secos tropicales son especialmente vulnerables a la deforestación debido a su alta productividad y fertilidad del suelo (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Lo más actual que se tiene en cuanto a deforestación de la costa ecuatoriana (donde predomina principalmente el bosque seco tropical), es un estudio hecho por Dodson & Gentry (1991), donde determinaron que el 90 % de los bosques de tierras bajas y estribaciones del Pacífico ecuatoriano por debajo de los 900 msnm habían sido transformados en zonas de cultivos y plantaciones.

Los bosques secos tropicales están entre los ecosistemas más amenazados y menos protegidos del mundo (Janzen, 1988; Miles et al., 2006), ya que, la región presentaba una tasa de deforestación de 1.9% hasta el 2018, donde la región había perdido entre el 50 – 70% de su cobertura original (Sierra, 2018), en el que Santa Elena y Guayas fueron las provincias más afectadas para el período 2000-2008 (MAE, 2012). Aunque para la costa ecuatoriana varios autores han hecho contribuciones con sus estudios de ecología forestal y satelital (Paladines 2003; Bonifaz & Cornejo 2004; Pennington et al., 2004; Aguirre & Delgado, 2005; Leal-Pinedo & Linares-Palomino, 2005; Vázquez et al., 2005; Aguirre et al., 2006a b; Marcelo-Peña et al., 2007; García-Villacorta, 2009; Pennington et al., 2009; Linares-Palomino et al., 2010; Espinoza et al., 2012; Jadán et al., 2014; Muñoz et al., 2014; Portillo-Quintero et al., 2015; Escribano-Avila, 2016; Eguiguren-Velepucha et al., 2016; Eduardo-Palomino et al., 2017; Escribano-Avila et al., 2017), sigue sin haber suficiente información sobre el estado actual de los bosques de la costa ecuatoriana (Cuesta et al. 2013; 2017), pero el presente estudio aporta con información valiosa y actualizada con respecto al estado actual de la cobertura arbórea para la región natural, y como ha sido su pérdida hasta el 31 de diciembre del 2022, ayudando a disminuir este vacío de información. Es importante destacar que la conservación del bosque seco tropical requiere enfoques específicos que consideren su ecología única y los desafíos particulares que enfrenta. Por ejemplo, debido a su estacionalidad marcada y su alta variabilidad interanual en la precipitación, el bosque seco tropical es especialmente vulnerable al cambio climático (Murphy y Lugo, 1986). Además, la conservación de este ecosistema debe abordar las presiones específicas de la agricultura y la ganadería, que son actividades predominantes en estas áreas, también la minería no pétreo, aunque en menor medida.

Por lo tanto, al planificar y llevar a cabo los esfuerzos de conservación en Ecuador y promover la mejora de los planes de manejo de todos los tipos de bosques protegidos, es esencial considerar no sólo la pérdida de cobertura arbórea, sino también la calidad y la composición de las regiones restantes,

permitiendo tomar las mejores acciones para su conservación efectiva (Tabla 3). Además, es crucial considerar las variaciones en las presiones y amenazas que enfrentan los diferentes ecosistemas y diseñar estrategias de conservación que sean adecuadas para cada contexto. Asimismo, es importante considerar la posibilidad de que la pérdida de cobertura arbórea en algunas regiones pueda estar compensada por la ganancia de cobertura arbórea en otras. Este fenómeno, conocido como desplazamiento de la deforestación, puede ocurrir cuando las medidas de conservación en una región provocan que la presión de la deforestación se traslade a otra (Ewers y Rodrigues, 2008). Un análisis más detallado de los patrones espaciales y temporales de la pérdida y ganancia de cobertura arbórea podría ayudar a identificar la posible presencia de este fenómeno en Ecuador. Estos resultados son una herramienta a implementarse en futuro a áreas protegidas públicas, privadas y comunales, en sus programas de conservación, ya que estas iniciativas pueden tener un impacto positivo en la reducción de la pérdida de cobertura arbórea, en caso de ser usado por las autoridades pertinentes para mejorar sus acciones de conservación. En especial, a que han demostrado ser las áreas protegidas ser efectivas para conservar los bosques y la biodiversidad (Geldmann et al., 2013). Sin embargo, también es importante señalar que la eficacia de las áreas protegidas puede variar significativamente en función de una serie de factores, como el nivel de implementación y cumplimiento de las regulaciones, la presencia de amenazas en las áreas circundantes y el apoyo local a las medidas de conservación (Leverington et al., 2010). Por lo tanto, es fundamental que los programas de conservación se diseñen y gestionen de manera que aborden estos datos para maximizar su impacto y generar conectividad entre las áreas protegidas, bosques protegidos, bosques comunales, entre otros. Asimismo, se debe señalar que, aunque los programas de conservación pueden ayudar a reducir la pérdida de cobertura arbórea, no pueden eliminar completamente las amenazas a los bosques. Además de las medidas de conservación en sitio, también es esencial abordar las causas subyacentes de la pérdida de cobertura arbórea, como las políticas de uso del suelo, las prácticas agrícolas insostenibles y la demanda de madera y otros productos forestales (Lambin et al., 2001). Esto requerirá un enfoque integrado que combine la conservación en sitio con políticas y medidas a nivel nacional e internacional.

Consecuentemente, alrededor del 20% de la superficie terrestre de Ecuador está protegida por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), que preserva áreas de importancia biológica (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2015). Si bien estas áreas están protegidas a nivel nacional, la presión antrópica es muy fuerte en sus zonas de amortiguamiento (Kleemann et al. 2022). Entre 2001 y 2011, Andrade-Nez y Aide (2020) examinaron la luz nocturna en América del Sur como un indicador de infraestructura en las Áreas Protegidas (AP) y sus alrededores; por la falta de zonas de amortiguamiento y corredores, Ecuador y Venezuela experimentaron la mayor expansión de infraestructura dentro y alrededor de las Áreas Protegidas, ejerciendo una mayor presión año a año. Por otro lado, también existen las zonas protegidas que no están dentro del SNAP, como los Bosques Protectores, Bosques Comunales y los bosques protegidos por los Gobiernos Autónomos descentralizados, que también ayudan a mitigar la pérdida forestal del país. En base a esto, Van der Hoek (2017) usó modelos lineales generalizados para comparar la efectividad de las AP contra la deforestación entre 2000 y 2008 en relación con la preservación de los bosques en Ecuador, determinando que independientemente de la edad, el tamaño o el nivel de protección,

en general hubo una mayor pérdida de bosque fuera de las zonas protegidas. El analizar las causas y las tendencias de estas deforestaciones y la fragmentación de los bosques es crucial para rastrear los cambios, sacar conclusiones sobre las tendencias del uso de la tierra, medir el éxito del estado de protección nacional, guiar la toma de decisiones y mitigar los efectos adversos (Kleemann et al. 2022), y en el presente estudio se evalúa las tendencias en la pérdida de cobertura arbórea desde el 2001 al 2023, ayudando a llenar estos vacíos de información, y también estimando cuál es la cobertura arbórea del país aproximada a inicios del 2023.

En cuanto a la priorización de las áreas prioritarias de restauración ecológica en el país, se pudo identificar que la zona costa y estribaciones de los andes, son las áreas en los cuales se deben enfocar los esfuerzos de reforestación y reconectividad, especialmente en el hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena, buscando reconectar principalmente la cordillera Chongón Colonche con el Chocó; logrando así recuperar la viabilidad ecológica de estas zonas, y preservar la viabilidad genética de la especies a futuro en el país. Y por todo lo anteriormente expuesto, el presente estudio proporciona un panorama detallado de los cambios en la cobertura arbórea en Ecuador y sus regiones naturales, siendo el primer estudio hecho para el país. Los resultados subrayan la necesidad de esfuerzos de conservación sostenidos y estrategias integradas para abordar la pérdida de cobertura arbórea. También se resalta la importancia de considerar la variación regional en las estrategias de conservación y de abordar las causas subyacentes de la pérdida de cobertura arbórea. A medida que se avance hacia un futuro incierto con el cambio climático y otras presiones antropogénicas, la conservación de los bosques de Ecuador será cada vez más crítica para la protección de la biodiversidad global y la provisión de servicios ecosistémicos vitales. En el cual será importante que las autoridades ambientales y el gobierno tomen acciones para frenar la pérdida forestal en Ecuador, y se empiecen los procesos de restauración ecológica.

Financiamiento

El presente proyecto no contó con financiamiento.

Conflicto de intereses

El presente proyecto no tiene ningún tipo de conflicto de interés.

Contribuciones de autoría

Análisis y escritura

Mensajes clave

¿Qué se sabe sobre el tema?

La cobertura arbórea es un componente vital de la biodiversidad del planeta y juega un papel crucial en la prestación de servicios ecosistémicos, incluyendo la regulación del clima, el almacenamiento de carbono, y el

suministro de agua. En Ecuador, como en muchos países con una rica biodiversidad, la pérdida de cobertura arbórea debido a la deforestación y otros factores es una preocupación significativa. Aunque existen estimaciones generales de la pérdida de cobertura arbórea a nivel global, a menudo se carece de análisis más detallados y actualizados a nivel de país o región, particularmente en lugares con alta diversidad de ecosistemas como Ecuador. Este patrón puede estar relacionado con eventos específicos, como cambios en la política de uso del suelo, eventos climáticos extremos o cambios en la economía local.

¿Qué añade el estudio realizado a la literatura?

Este estudio proporciona una evaluación detallada y actualizada de la dinámica de la cobertura arbórea en Ecuador y sus regiones naturales durante el período 2000-2022. Utilizando el conjunto de datos de Hansen et al. (2013) y realizando análisis en Google Earth Engine, el estudio ofrece una visión más precisa de las tendencias de pérdida y ganancia de cobertura arbórea en el país. Además, el estudio destaca las diferencias regionales significativas en estas tendencias, lo que subraya la necesidad de políticas de conservación más eficaces y específicas para cada región. Por último, el estudio enfatiza la importancia de una monitorización más precisa y la inclusión de variables de uso de la tierra para una comprensión más completa de la dinámica forestal en Ecuador.

Referencias

- Agencia de Regulación y Control de Energía y Recursos Naturales No Renovables (ARCERNNR) de Ecuador. (2021). Disponible en línea: <https://www.gob.ec/arcernnr/tramites/emision-reporte-grafico-catastral-provincia-sector-mineria#beneficiary> (consultado en el 31 de agosto de 2021).
- Aguirre, Z. & Delgado T. (2005). Vegetación de los bosques secos de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja. En: Vázquez M.A., Freile J.F. & Suárez L. (eds.) Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja: un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas. 9-24. *EcoCiencia, MAE y Proyecto Bosque Seco*.
- Andrade-Núñez, M.J.; Aide, T.M. (2020). Using nighttime lights to assess infrastructure expansion within and around protected areas in South America. *Environ. Res*
- Argandona, L.B. (2016). Sector Camaronero: Evolución y proyección a corto plazo. *FCSHOPINA* 87: 1-7.
- Armenteras, D., Rudas, G., Rodríguez, N., Sua, S., y Romero, M. (2006). Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6(2), 353–368.

- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R., y Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1386–1395.
- Bastin, J. F., Berrahmouni, N., Grainger, A., Maniatis, D., Mollicone, D., Moore, R., Patriarca, C., Picard, N., Sparrow, B., Abraham, E. M., Aloui, K., Atesoglu, A., Attore, F., Bassüllü, Ç., Bey, A., Garzuglia, M., García-Montero, L. G., Groot, N., Guerin, G., ... Castro, R. (2017). The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356(6338), 635–638. <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>
- Beech, E.; Rivers, M.; Oldfield, S.; Smith, P.P. (2017=). GlobalTreeSearch: La primera base de datos mundial completa de especies arbóreas y distribuciones por países . *J. Sustain. For.* 36, 454-489.
- Bonifaz, C., & Cornejo, X. (2004). Flora del bosque de garúa (árboles y epifitas) de la comuna Loma Alta, cordillera Chongón Colonche, provincia del Guayas, Ecuador. Missouri Botanical Garden Press.
- Calderón, M.G.S.; Reyes, C.G.P. (2015). Ecuador: Revisión a las Principales Características del Recurso Forestal y de la Deforestación; Revista Científica y Tecnológica UPSE. Disponible en línea: https://incyt.upse.edu.ec/ciencia/revistas/index.php/rctu/article/view/70/pdf_1 (consultado el 15 de noviembre de 2021).
- Colditz, R.R.; Acosta-Velázquez, J.; Díaz-Gallegos, J.R.; et al. (2012). Potential effects in multi-resolution post-classification change detection. *International Journal of Remote Sensing*, 33(20): 6426-6445
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., y van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Curatola Fernández, G.; Obermeier, W.; Gerique, A.; López Sandoval, M.; Lehnert, L.; Thies, B.; Bendix, J. (2015). Land Cover Change in the Andes of Southern Ecuador-Patterns and Drivers. *Remote Sens.* 7, 2509-2542.
- Dodson, C.H. & Gentry A.H. (1991). Biological extinction in western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden*: 273-295
- Eduardo-Palomino, F., Chuquillanqui H., Najarro P. & Linares-Palomino R. (2017). Contribución a la flora vascular & vegetación de los valles secos interandinos de los ríos Torobamba (Ayacucho) y Pampas (Apurímac), sur del Perú. *Ecología Aplicada*, 16(2): 115-125. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v16i2.1015>.
- Eguiguren-Velepucha, P.A., Chamba, J.A.M., Aguirre, N.A., Ojeda-Luna, T.L., Samaniego-Rojas, N.S., Furniss, M.J., Howe, C. & Aguirre, Z.H. (2016). Tropical ecosystems vulnerability to climate change in southern Ecuador. *Tropical Conservation Science*, 9(4): 1-17. DOI: 10.1177/1940082916668007.
- Encyclopædia Britannica Inc. Ecuador. (2023). Disponible en línea: <https://www.britannica.com/place/Ecuador#ref25836> (consultado en el 20 de agosto de 2023).

- Escribano-Avila, G. (2016). El bosque seco neotropical de la provincia ecuatoriana: un pequeño gran desconocido. *Revista Ecosistemas*, 25(2): 1-4
- Escribano-Avila, G., Cervera L., Ordóñez-Delgado L., JaraGuerrero A., Amador L., Paladines B., Briceño J., ParésJiménez V., Lizcano D.J., Duncan D.H. & Espinosa C.I. (2017). Biodiversity patterns and ecological processes in Neotropical dry forest: the need to connect research and management for long-term conservation. *Neotropical Biodiversity*, 3(1): 107-116. DOI: <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1298495>.
- Espinoza C.I., De la Cruz M., Luzuriaga A.L. & Escudero A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Revista Ecosistemas* 21: 1-2
- FAO & UNEP. (2020). The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. In FAO y UNEP. <http://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- García-Villacorta R. (2009). Diversidad, composición y estructura de un hábitat altamente amenazado: los bosques estacionalmente secos de Tarapoto, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(1): 81-92. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v16i1.177>.
- Geist, H. J., y Lambin, E. F. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, 52(2), 143. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M., y Burgess, N.D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230–238.
- Hansen global forest change v1.10 (2000-2022). (2023). Google for Developers. Recuperado el 19 de agosto de 2023, de https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/UMD_hansen_global_forest_change_2022_v1_10
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., y Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Janzen, D.H. (1988). Tropical dry forests. The most endangered major tropical ecosystem. In E.O. Wilson (Ed.), *Biodiversity* (pp. 130-137). National Academies Press.

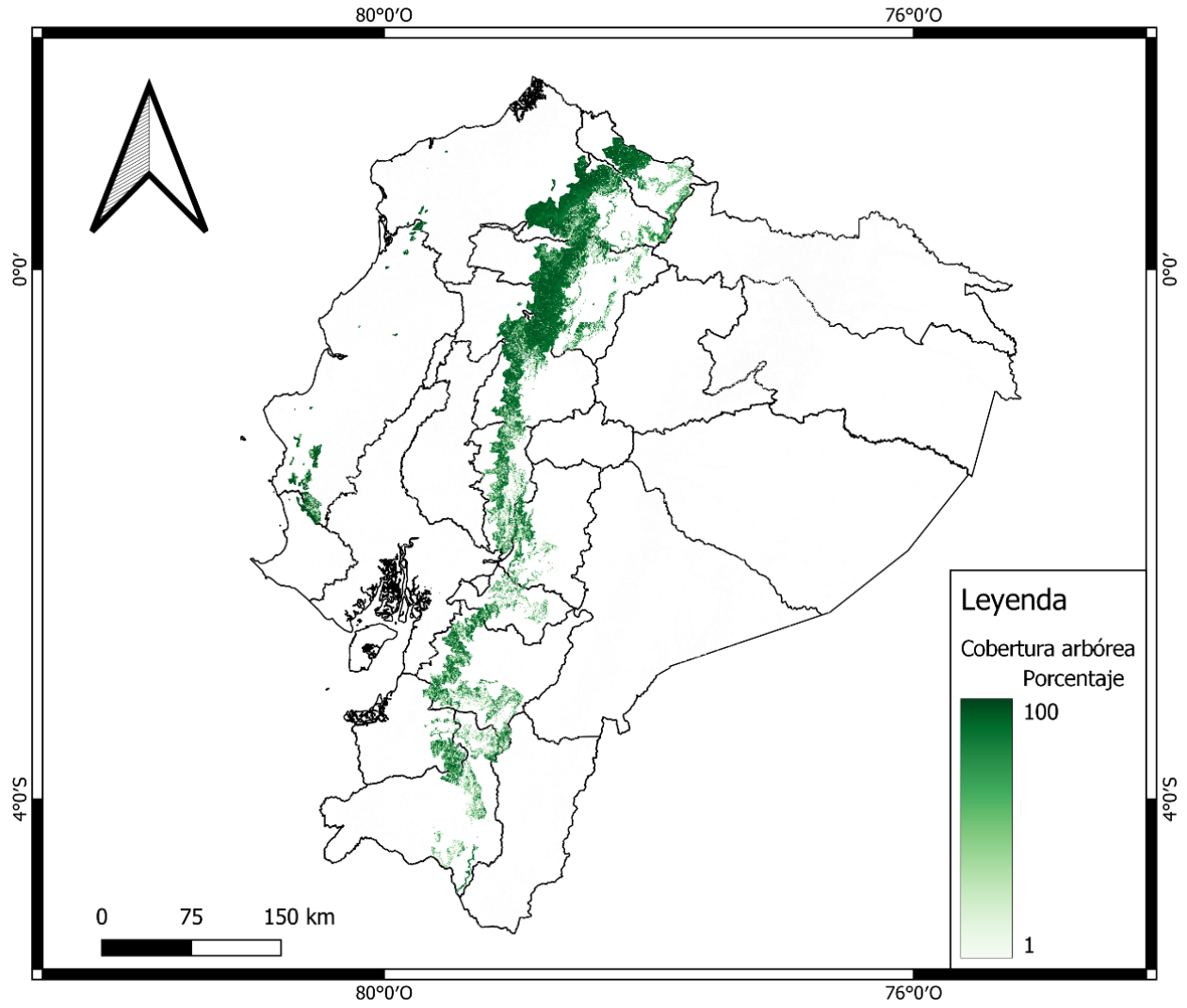
- Janzen, Daniel. (1988). Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. *Biodiversity*. 130-137.
- Kleemann, Janina, Camilo Zamora, Alexandra Belen Villacis-Chiluisa, Pablo Cuenca, Hongmi Koo, Jin Kyoung Noh, Christine Fürst y Michael Thiel. (2022). “Deforestación en el Ecuador Continental con Enfoque de Áreas Protegidas” *Land* 11, no. 2: 268. <https://doi.org/10.3390/land11020268>
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., y Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261–269.
- Leal-Pinedo, J.M. & Linares-Palomino R. (2005). Los bosques secos de la Reserva de Biosfera del Noroeste (Perú): Diversidad arbórea y estado de conservación. *Caldasia*, 27(2): 195-211.
- Leverington, F., Costa, K.L., Pavese, H., Lisle, A., y Hockings, M. (2010). A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 46(5), 685–698.
- Linares-Palomino, R., Kvist L.P., Aguirre-Mendoza Z. & Gonzales-Inca C. (2010). Diversity and 13pecies13o of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forests. *Biodiversity and Conservation*, 19:169-185.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., y Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131(3), 433-445.
- Marcelo-Peña, J.L., Reynel-Rodríguez, C., Zevallos-Pollito, P., Bulnes-Soriano, F. & Pérez-Ojeda del Arco, A. (2007). Diversidad, composición florística y endemismos en los bosques estacionalmente secos alterados del distrito de Jaén, Perú. *Ecología aplicada*, 6(1-2): 9-22.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., ... Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., y Gordon, J.E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491–505.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE). (2015). Estadísticas forestales 2011-2014 Subsecretaría de Patrimonio Natural. Dirección Nacional Forestal del Ministerio del Ambiente.
- Muñoz, J., Erazo S. & Armijos D. (2014). Composición florística y estructura del bosque seco de la quinta experimental “El Chilco” en el suroccidente del Ecuador. *Cedamaz*, 4(1): 53-61Jadán O., Veintimilla D., Ponce E., González M., Waise H. & Aguirre Z. 2014. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Bosque Protector Chongón Colonche, Ecuador. *Revista Bosques Latitud Cero*, 4: 7-14

- Murphy, P.G., y Lugo, A.E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1), 67-88.
- Noh, J.K.; Echeverria, C.; Kleemann, J.; Koo, H.; Fürst, C.; Cuenca, P. (2020) Alerta sobre el estado de conservación de los ecosistemas forestales en Andes tropicales: Evaluación nacional basada en los criterios de la UICN. *PLoS ONE* 15, e0237877.
- Paladines R. (2003). Propuesta de conservación del Bosque seco en el Sur de Ecuador. *Lyonia*, 4(2): 183-186.
- Pennington, R.T., Lavin M. & Oliveira-Filho A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40: 437- 457.
- Pennington, R.T., Lavin, M., Prado, D.E., Pendry, C.A., Pell, S.K. & Butterworth, C.A. (2004). Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1443): 515-538.
- Piotrowski, M.; Ortiz, E. (2019). Nearing the Tipping Point-Drivers of Deforestation in the Amazon Region; Inter-Amecian Dialogue: Washington, DC, EE.UU.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, Volume 143, Issue 1. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.
- Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M. & do Espirito Santo, M.M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change*, 15(6): 1039-1049
- Quijano Vallejos, P. Veit, P. Tipula, P., & Reytar, K. (2020). UNDERMINING RIGHTS Indigenous Lands and Mining in the Amazon; World Resource Institute: Washington, DC, EE.UU.
- Red Amazónica de Información Socioambiental Geo-referenciada (RAISG). (2018). Presiones y Amenazas a las Áreas Protegidas y Territorios Indígenas en la Amazonia (RAISG, São Paulo, Brasil, 2018). Disponible en línea: <https://www.amazoniasocioambiental.org/en> (consultado el 31 de agosto de 2021).
- Sierra R. (2018). Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador: Una aproximación al estado de conservación de los ecosistemas terrestres del Ecuador continental. Consultado el 09 de junio de 2019 de: <https://bioweb.bio/floraweb/librorojo/litoral/>.
- Sierra, R. (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y Ecociencia.

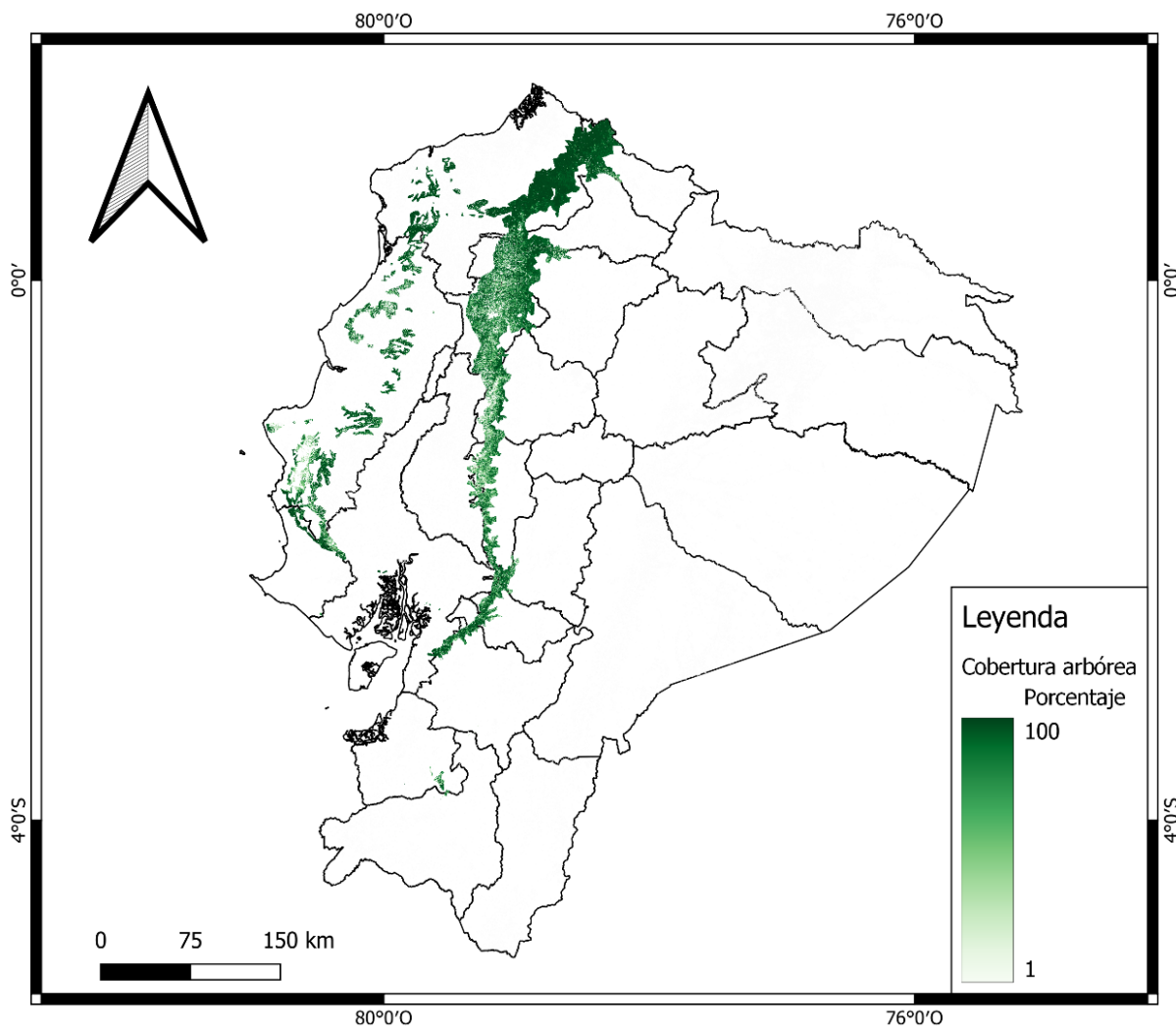
- Sodhi, N.S., Lee, T.M., Sekercioglu, C.H., Webb, E.L., Prawiradilaga, D.M., Lohman, D.J., Pierce, N.E., Diesmos, A.C., Rao, M., y Ehrlich, P.R. (2010). Local people value environmental services provided by forested parks. *Biodiversity and Conservation*, 19(4), 1175-1188.
- Steinweg, T., Kuepper, B., & Thoumi, G. (2019). Impulsores económicos de la deforestación: Sectores expuestos a riesgos financieros y de sostenibilidad; *Chain Reaction Research*: Washington, DC, EE. UU.
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.B., & Brotons, L. (2016). Climate change distracts us from other threats to biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(6), 291-291.
- Tropek, R., Sedláček, O., Beck, J., Keil, P., Musilová, Z., Šimová, I., & Storch, D. (2014). Comment on "High-resolution global maps of 21st-century forest cover change". *Science*, 344(6187), 981. <https://doi.org/10.1126/science.1248753>
- Tyukavina, A., Baccini, A., Hansen, M. C., Potapov, P. V., Stehman, S. V., Houghton, R. A., Krylov, A. M., Turubanova, S., & Goetz, S. J. (2015). Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. *Environmental Research Letters*, 10(7), 074002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/7/074002>
- Van der Hoek, Y. (2017). El potencial de las áreas protegidas para detener la deforestación en Ecuador. *Environ. Conserv.* 44, 124-130.
- Vázquez M.A., Freile J.F. & Suárez L. (eds). (2005). Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja: un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas. *EcoCiencia*, MAE & Proyecto Bosque Seco.
- Vieilledent, G., Grinand, C., Rakotomalala, F., Ranaivosoa, R., Rakotoarijaona, J. R., Allnut, T. F., y Achard, F. (2018). Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>
- Yáñez-Arancibia, A., & Lara-Domínguez, A.L. (1999). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología AC México, UICN / ORMA, Costa Rica. 8-16.

Anexos

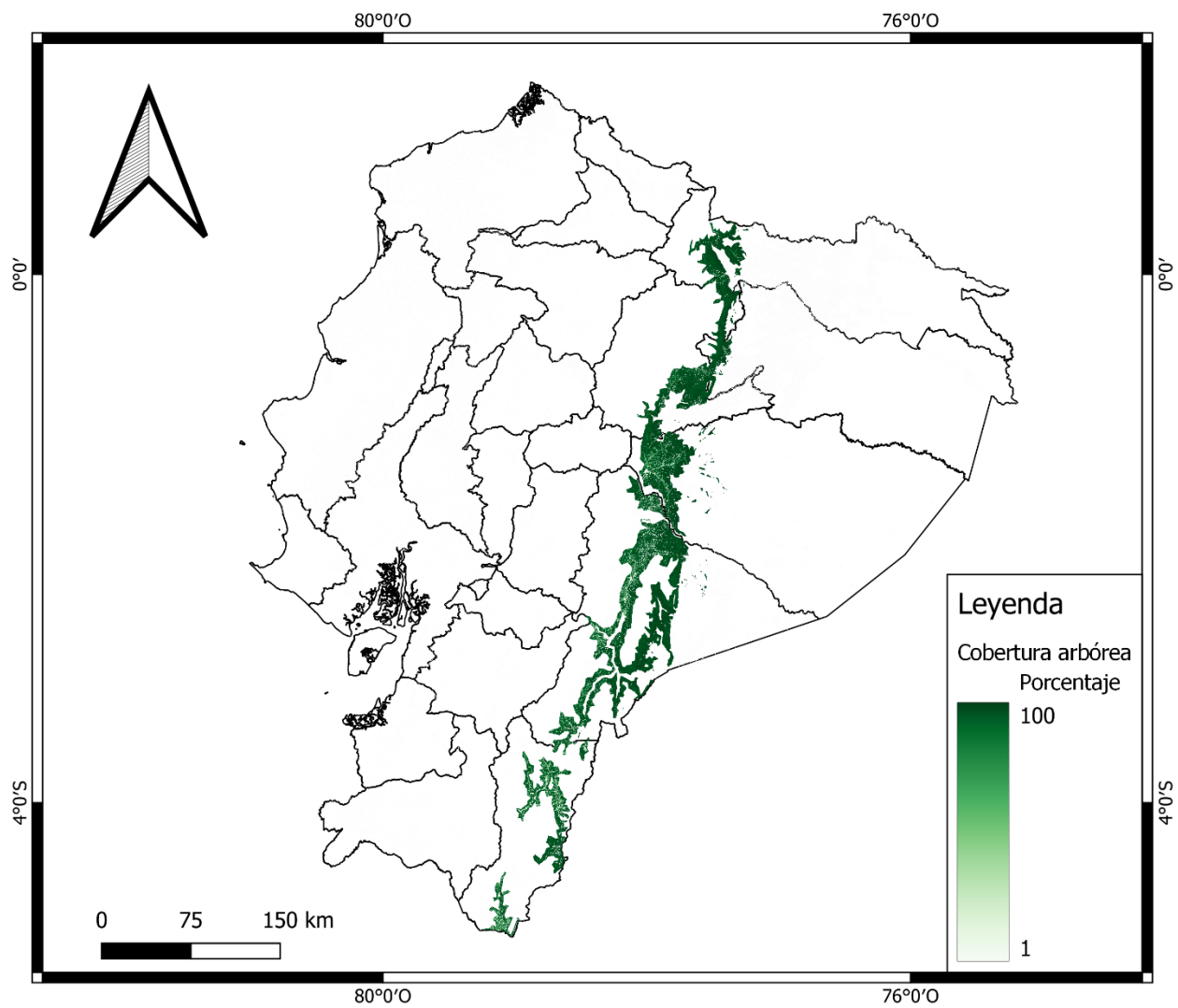
Anexo 1. Cobertura arbórea de la región Montañas occidentales el primero de enero del 2023.



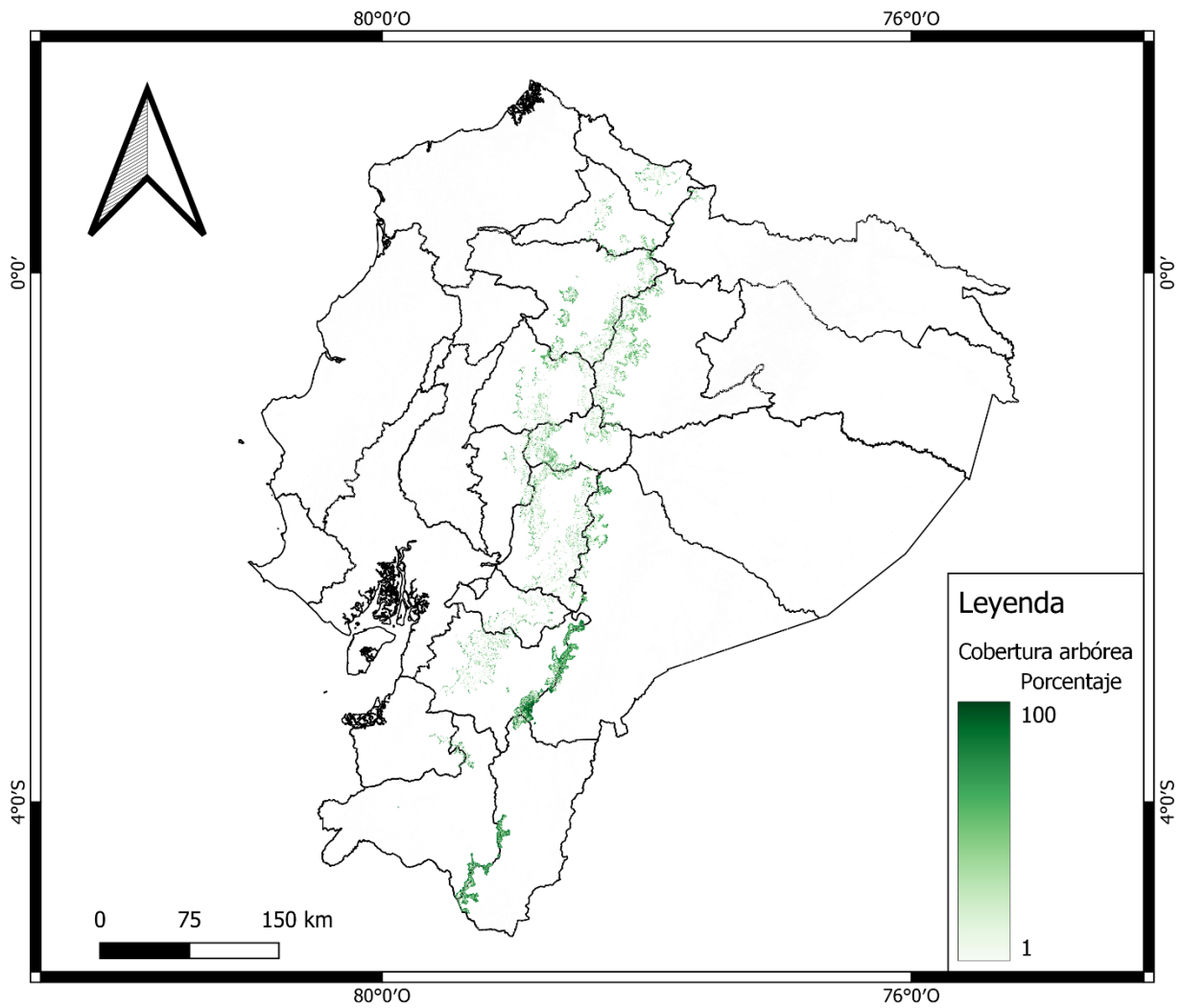
Anexo 2. Cobertura arbórea de la región Estribaciones occidentales el primero de enero del 2023.



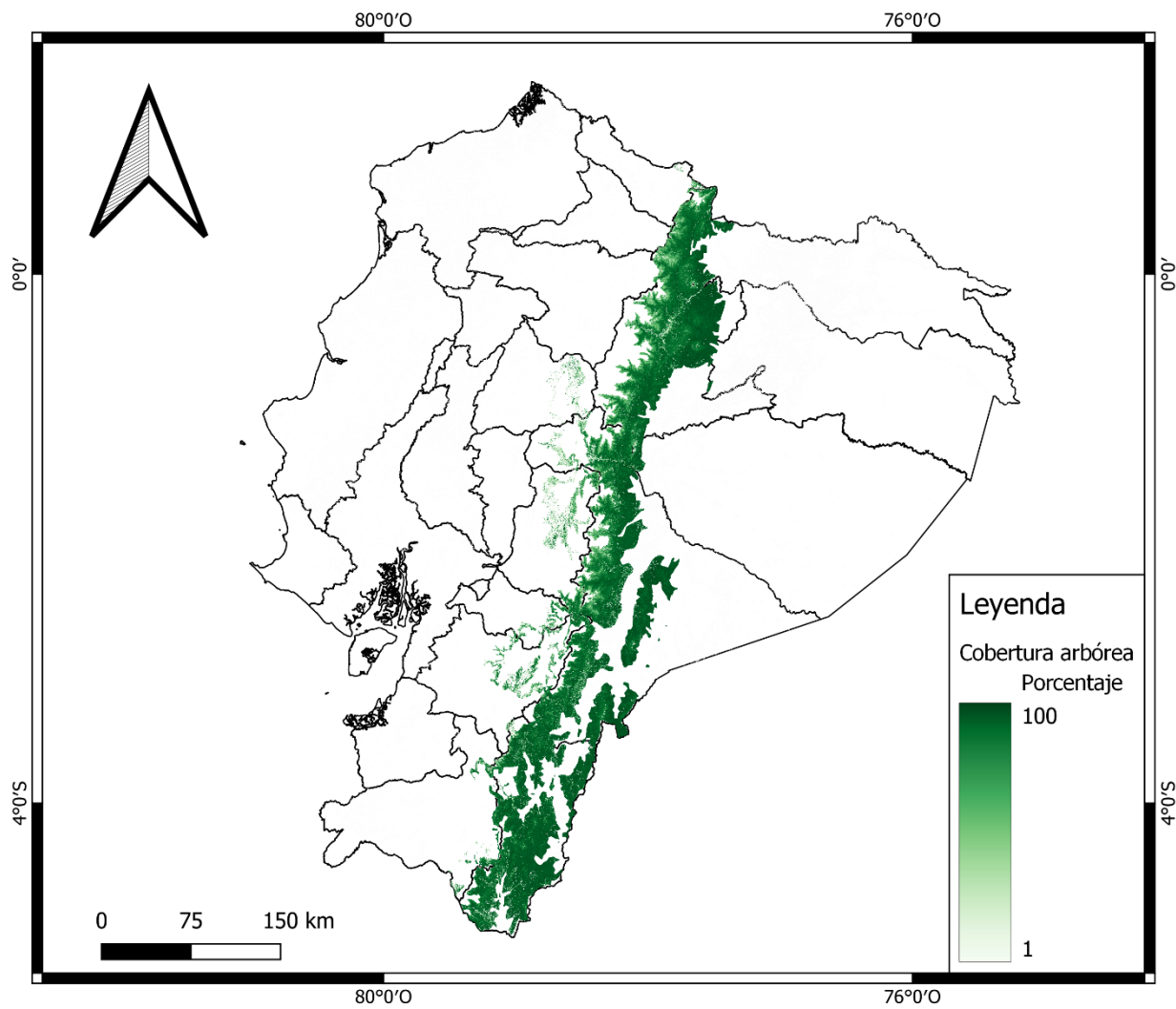
Anexo 3. Cobertura arbórea de la región Estribaciones orientales el primero de enero del 2023.



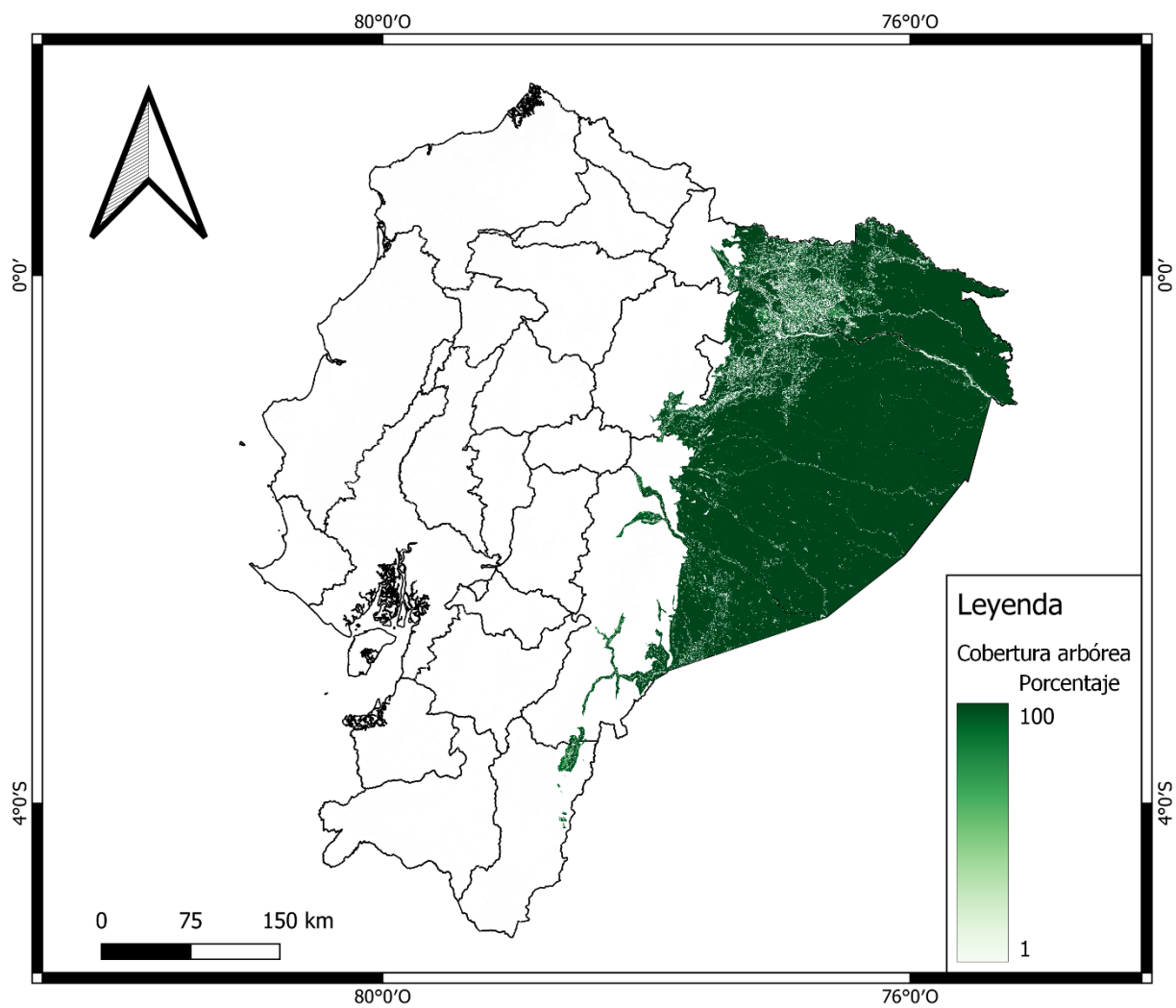
Anexo 4. Cobertura arbórea de la región Páramo el primero de enero del 2023.



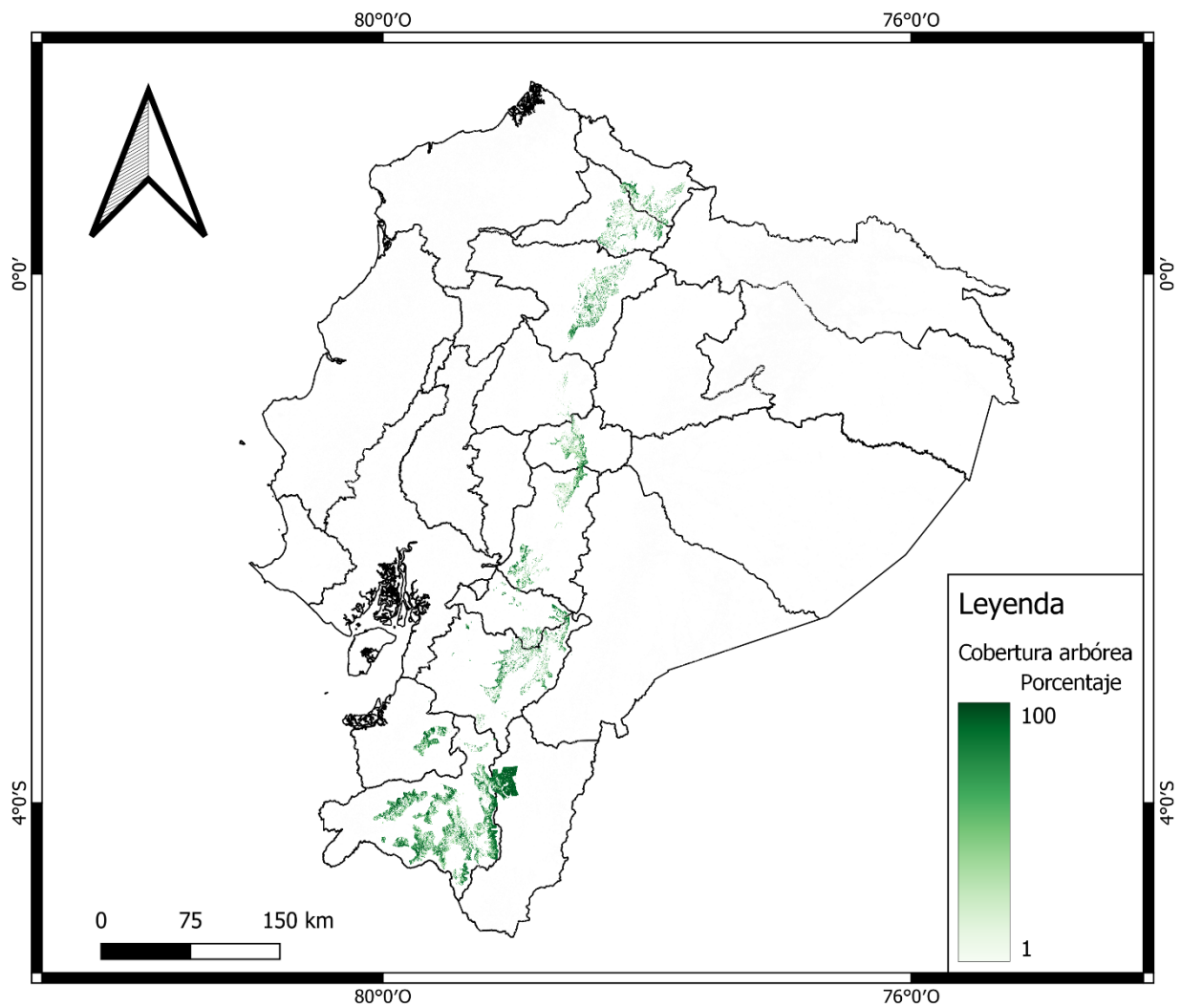
Anexo 5. Cobertura arbórea de la región Montañas Orientales el primero de enero del 2023.



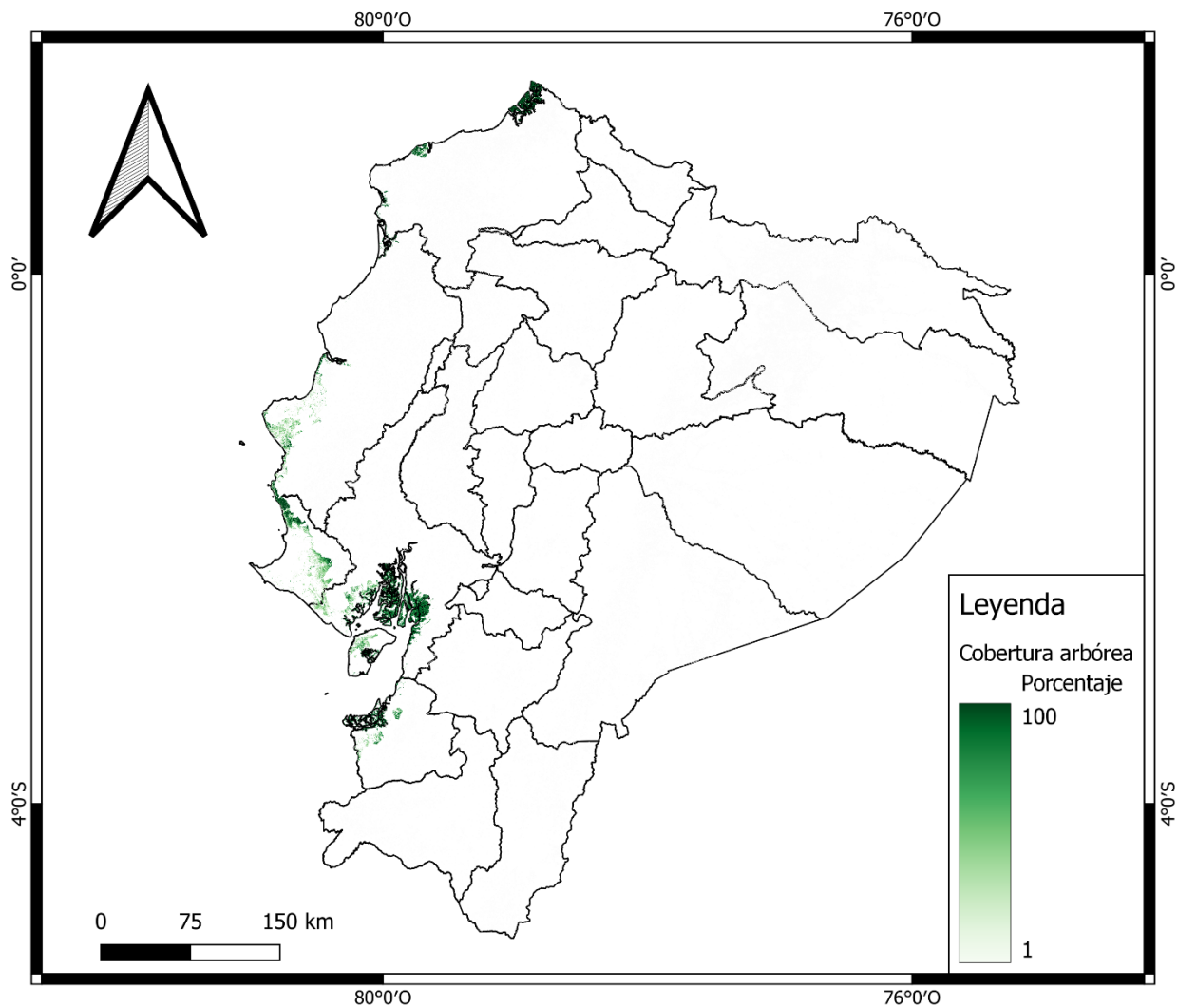
Anexo 6. Cobertura arbórea de la región Amazonía el primero de enero del 2023.



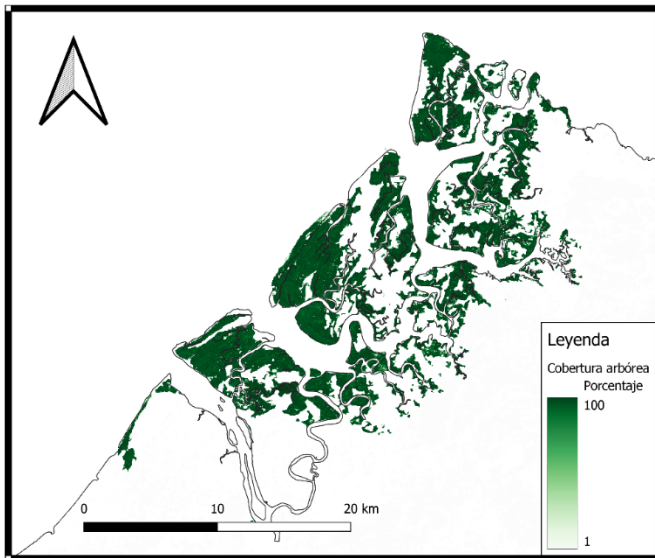
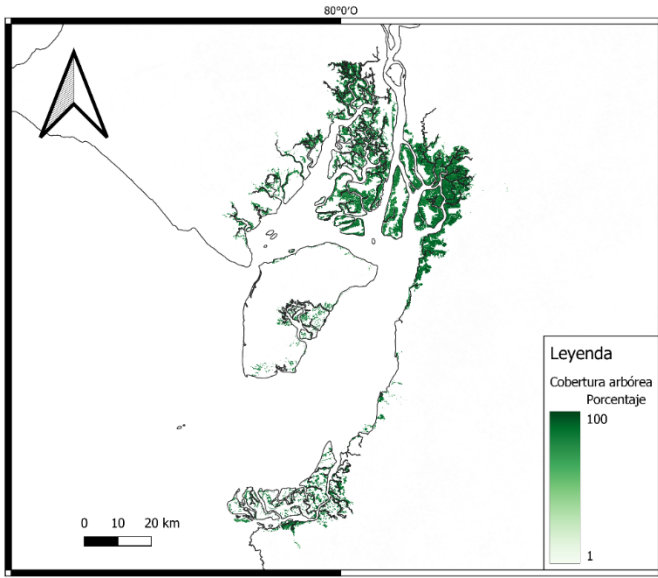
Anexo 7. Cobertura arbórea de la región Matorral Andino el primero de enero del 2023.



Anexo 8. Cobertura arbórea de la región Matorral Seco el primero de enero del 2023.



Anexo 9. Cobertura arbórea de la región Manglar el primero de enero del 2023 (Arriba: al sur del país y Abajo: provincia de Esmeraldas).



Anexo 10. Cobertura arbórea de la región Chocó el primero de enero del 2023.

