



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE ECOSISTEMAS

**DINÁMICA DE DEFORESTACIÓN Y CONECTIVIDAD ECOLÓGICA ENTRE LAS
ÁREAS PROTEGIDAS DE LA PROVINCIA DE NAPO (1990-2022)**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERA EN ECOSISTEMAS

AUTOR: MARISOL ESTEFANIA PILA CARLOZAMA

TUTOR: PHD. PABLO RODRIGO CUENCA CAPA

Tena, Ecuador

2025

Carrera de Ecosistemas

Declaración de Derecho de Autor, Autenticidad y Responsabilidad

Tena, 17 de marzo de 2025

Yo, Marisol Estefania Pila Carlozama con documento de identidad N° 1727695239, declaró que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título de Ingeniera en Ecosistemas, son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en la presente investigación son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.



Marisol Estefania Pila Carlozama

CI: 1727695239

Carrera de Ecosistemas

Autorización de Publicación en el Repositorio Institucional

Tena, 17 de marzo de 2025

Yo, Marisol Estefania Pila Carlozama, con documento de identidad 1727695239, en calidad de autora y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación: Dinámica de deforestación y conectividad ecológica entre las áreas protegidas de la provincia de Napo (1990-2022), de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.



Marisol Estefania Pila Carlozama

CI: 1727695239

Carrera de Ecosistemas

CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN

Tena, 17 de marzo de 2025

Certifico que el trabajo de titulación: “Dinámica de deforestación y conectividad ecológica entre las áreas protegidas de la provincia de Napo (1990-2022)” en la modalidad de: artículo, fue realizado por Marisol Estefania Pila Carlozama, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.



Pablo Rodrigo Cuenca Capa

C.I: 1714282801

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a mi director de tesis, Pablo Cuenca, por su invaluable orientación y paciencia durante todo este proceso. Su experiencia y consejos fueron fundamentales para el desarrollo de esta investigación. A mi familia, por su amor incondicional y por motivarme a seguir adelante incluso en los momentos más difíciles. Finalmente, a mis compañeros y amigos, quienes con sus palabras de aliento hicieron este camino más grato.

DEDICATORIA

Dedico mi tesis principalmente a mi Dios, por darme sabiduría e inteligencia. A mis padres, por su apoyo incondicional y enseñarme el valor del esfuerzo. Y en especial a mis hermanos, cuyo amor y aliento fueron fundamentales para lograr la culminación de esta investigación.

TABLA DE CONTENIDO

PORTADA

Declaración de Derecho de Autor, Autenticidad y Responsabilidad	i
Autorización de Publicación en el Repositorio Institucional	ii
Certificado de dirección de trabajo de titulación	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
DEDICATORIA	v
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
DESARROLLO FORMATO ARTÍCULO	xii
Introducción	1
Materiales y métodos	4
Área de Estudio	4
Datos del área de estudio	5
Análisis de deforestación	5
Deforestación evitada con Propensity Score Matching (PSM)	7
Análisis de conectividad	9
Áreas protegidas a conectar	9
Modelo de fricción	9
Modelamiento de la red de conectividad ecológica	11
Resultados	12
Deforestación dentro de las APs y en su zona buffer (10 km)	12
Análisis de deforestación evitada por PSM	15
Áreas protegidas a conectar	15

Modelo de fricción	16
Discusión.....	17
Deforestación dentro y fuera de las APs.....	18
Deforestación evitada con PSM	20
Conectividad Ecológica	21
Conclusiones.....	22
REFERENCIAS	23
ANEXOS:.....	33

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Áreas Protegidas.....	5
Tabla 2.	Variables para mapa de fricción	10
Tabla 3.	Resultados del análisis de Propensity Score Matching (PSM).....	15
Tabla 4.	Características de los fragmentos para la conservación de las APs.	16

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1	Ubicación de las Áreas Protegidas en la provincia de Napo.....	4
Fig. 2	Flujograma de trabajo en QGIS (versión 3.36).....	7
Fig. 3	Patrones de deforestación en las áreas protegidas (D) y zona buffer (B).	13
Fig. 4	Comparación tasas deforestación áreas protegidas.	14
Fig. 5	Mapa de fricción y red de conectividad en las áreas.....	17

RESUMEN

Las Áreas Protegidas (APs) en la provincia de Napo son excepcionales por su diversidad de ecosistemas, incluye tanto la región andina como la amazónica, lo que le hace especialmente valiosas para la conservación de su biodiversidad y bosques. Sin embargo, las actividades antrópicas como la ganadería, actividades extractivistas y productivas, son las principales causas de la deforestación dentro y fuera de las APs. El objetivo de esta investigación es aportar con patrones espaciales de la deforestación a escala local de la provincia de Napo y análisis de conectividad entre las APs. La metodología empleada consistió en tres fases: primero, se analizaron los patrones de deforestación utilizando capas de cobertura de uso del suelo integradas en el Sistemas de Información Geográfica (SIG). Luego, se aplicó el método Propensity Score Matching (PSM) que permitió el emparejamiento entre zonas protegidas (tratamiento) y no protegidas (control) ajustando variables de confusión. Finalmente, se analizó la conectividad ecológica mediante la creación de un modelo de fricción con factores de cobertura del suelo y accesibilidad, y analizó la red de conectividad calculando los índices alfa de circuitos y gamma de conectividad. Los resultados demostraron que las tasas de deforestación dentro de las APs son significativamente menores en comparación con la zona buffer (10 km), lo cual coincidió con los resultados del análisis PSM. Las áreas protegidas en Napo no solo son efectivas en la reducción de la deforestación, sino que también contribuyen a fortalecer la conectividad ecológica y las políticas de conservación.

Palabras clave: Deforestación, conectividad, evaluación de impacto, conservación

ABSTRACT

The Protected Areas (APs) in Napo province are distinguished by their exceptional ecosystem diversity, encompassing both Andean and Amazonian region, renders them invaluable for the conservation of biodiversity and forest resources. Nevertheless, anthropogenic activities, including cattle ranching and various extractive and productive activities, are the primary drivers of deforestation both within and outside of these APs. The objective of this study is to provide spatial patterns of deforestation at the local scale in Napo province and to analyze the connectivity among the APs. The methodology employed is structured into three phases: initially, deforestation patterns were assessed using land use cover layers integrated within a Geographic Information System (GIS). Subsequently, the Propensity Score Matching (PSM) method was used to match protected (treatment) and unprotected (control) areas by adjusting confounding variables. Finally, ecological connectivity was analysed by creating a friction model with land cover and accessibility factors, and analysed the connectivity network by calculating alpha circuit and gamma connectivity indices. The results showed that deforestation rates within APs are significantly lower compared to the buffer zone (10 km), which coincided with the results of the PSM analysis. Protected areas in Napo are not only effective in reducing deforestation but also contribute to strengthening ecological connectivity and conservation policies.

Keywords: Deforestation, connectivity, impact assessment, conservation

DESARROLLO FORMATO ARTÍCULO

Revista: Landscape Ecology

Link Revista: <https://link.springer.com/journal/10980/submission-guidelines>

Dinámica de deforestación y conectividad ecológica entre las áreas protegidas de la provincia de Napo (1990-2022).

Dynamics of deforestation and ecological connectivity among protected areas in Napo province (1990-2022).

Marisol Pila^{1*}, Pablo Cuenca^{2*}

¹Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Regional Amazónica Ikiam, Tena Ecuador, (*) Autor correspondiente: marisol.pila@est.ikiam.edu.ec

INTRODUCCIÓN

Evidencias muestran que las Áreas Protegidas (APs) son esenciales para la conservación de la biodiversidad a largo plazo (Sousa et al., 2023), puesto que, las tasas de deforestación son menores en comparación con las áreas no protegidas (Ebright et al., 2023). Por esta razón, la creación y gestión de las áreas protegidas son instrumentos de política esencial para alcanzar los objetivos ambientales de conservación de recursos naturales y climáticos (Santos & Liviz, 2024 ; Reynaert et al., 2023). Basado en esta premisa, el Acuerdo de Diversidad Biológica de las Naciones Unidas sugiere que cada nación establezca y regule las zonas protegidas para conservar la diversidad biológica (Cooper & Noonan-Mooney, 2013 ; Gizachew et al., 2020; Day et al., 2012). Además, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y el Marco Mundial de Biodiversidad Kunming reconocen que las áreas protegidas son una estrategia crucial para la protección de la biodiversidad y desarrollo sostenible en los objetivos 14 y 15 de los ODS (Naciones Unidas, 2018; Watson et al., 2023; Corlett, 2023). Adicionalmente, surgió una oportunidad para la conservación de los bosques tropicales mediante el Acuerdo Climático de las Naciones Unidas (CMNUCC, 2015), reduciendo los gases de efecto invernadero (GEI), alteraciones en el cambio climático y pérdida de hábitats (Gu, 2023 ; Qu et al., 2024).

A nivel mundial, hay 303 934 áreas protegidas que abarcan 54.29 millones de km² de la superficie terrestre (UNEP-WCMCI & UICN, 2024). En Ecuador, se encuentran 74 de estas áreas, lo que representa el 15.41% del territorio nacional destinado a la conservación. Su principal propósito es conservar los bosques, los paisajes y la fauna del país (Mestanza-Ramón et al., 2023). Ecuador es reconocido por su rica biodiversidad con 18,800 especies de plantas vasculares, con un 78% de especies endémicas amenazadas (Ulloa et al., 2018). El país alberga 836 especies de peces de agua dulce, de las cuales el 35 % se encuentran en riesgo (Barriga, 2012; Aguirre et al., 2021). En el grupo de los anfibios comprende 635 especies, el 53% está amenazado (Ortega-Andrade et al., 2021). Los reptiles con un total de 401 especies presentan un 27 % de especies amenazadas (Carrillo et al., 2005). En el caso de las aves, que totalizan 1,582

especie, el 10% se encuentran amenazadas (Freile et al., 2019). Finalmente, los mamíferos, también con 1,582 especies, tienen un 29% de especies en amenaza (Tirira et al., 2024 ; Freire-Fierro et al., 2024).

Además de conservar la diversidad biológica, las áreas protegidas proporcionan servicios ecosistémicos (He & Wei, 2023 ; Al-Saedi & Syakir, 2023 ; Gray et al., 2016). Entre estas contribuciones destaca la significativa aportación a la economía tanto a poblaciones urbanas como rurales a través del turismo (Bravo et al., 2024 ; Carvache-Franco et al., 2024). La diversidad de las áreas protegidas es fundamental en la mitigación del cambio climático, ya que contribuye al secuestro de carbono al albergar ecosistemas variados como bosques, humedales y praderas. Además, la conservación de estas áreas ofrece oportunidades financieras a través de mecanismo de conservación y sostenibilidad, con los créditos de carbono, que permiten a las comunidades locales recibir compensaciones económicas por proteger estos ecosistemas (Cimatti et al., 2024 ; Santos & Liviz, 2024 ; Gallardo Dueñas & Aguilar Cano, 2025).

La deforestación es impulsada por actividades humanas como el aprovechamiento forestal, minería y agricultura pueden reducir los beneficios ecosistémicos y climáticos de las áreas protegidas (FAO & PNUMA, 2020 ; Ochoa et al., 2022). La deforestación en las zonas de amortiguamiento disminuye la conectividad entre las APs (Ford et al., 2020), provocando un aislamiento en la restricción de la capacidad de las especies de flora y fauna para el desplazamiento a nuevas áreas geográficas (Zemanova et al., 2017). Por ello, la conservación y conectividad de las APs son de gran relevancia internacional, ya que la Meta 11 de Aichi del Convenio sobre la Diversidad Biológica estableció que, para 2020, los países deben garantizar al menos el 17 % de su territorio está cubierto y conectar las APs (Álvarez Malvido et al., 2021).

La conectividad ecológica en las áreas protegidas es esencial para mantener la biodiversidad, ya que permite procesos como la migración, el flujo genético y la dispersión de especies, fundamental para su supervivencia en paisajes cada vez más fragmentados (Tiwari et al., 2024 ; Pineda-Zapata et al., 2024). Además, enfoques multi específicos demostraron que la planificación estratégica puede mejorar la conservación

mediante la identificación de hábitats críticos y oportunidades de restauración, lo que aumenta la resiliencia de los ecosistemas (Linero-Triana et al., 2023).

Por consiguiente, disminuir la deforestación y fortalecer la conectividad de las APs es crucial para garantizar la supervivencia de las especies, especialmente en lo que respecta a la protección de su hábitat natural. La fragmentación y el aislamiento de hábitat, provocadas por actividades antrópicas, impide el movimiento entre las zonas protegidas (Jaroensutasinee et al., 2024 ; Suwannaphong et al., 2024). Por lo tanto, la dinámica espacial de la cobertura forestal está representada por la pérdida de bosque y la conectividad dentro de las áreas protegidas es esencial para la funcionalidad y resiliencia de los ecosistemas, promoviendo la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad a largo plazo (Reis et al., 2023).

Sin embargo, la disminución de cobertura forestal disminuye la salud y productividad de los bosques, impactando de manera negativa en la flora y fauna (Gu, 2023). Entre 1990-2008, en Ecuador se perdieron 1,900,000 ha de bosque nativo, siendo la Amazonía ecuatoriana una de las zonas más afectadas. En realidad, en esta región, únicamente el 49,37% del uso total del paisaje corresponde al bosque nativo (Tamayo et al., 2020). Dentro de las seis áreas protegidas de la provincia de Napo, las actividades de extracción y producción han provocado un deterioro del paisaje natural, transformando vastas áreas de bosques en pastizales (Torres et al., 2020).

La provincia de Napo es vital no solo por su diversidad biológica, sino también por su función en la regulación del clima y la conservación de los servicios ecosistémicos esenciales (FAO, 2021b ; FAO, 2021a). La presente investigación pretende cuantificar la deforestación y analizar la conectividad entre las áreas protegidas para lo cual sus objetivos específicos son (1) cuantificar y comparar los patrones de deforestación dentro de las áreas protegidas y sus zonas de amortiguamiento (buffer de 10 km) en la provincia de Napo entre los periodos de 1990-2022, (2) determinar la deforestación evitada por la implementación de áreas protegidas entre 1990- 2022 en la provincia de Napo y (3) analizar el nivel de conectividad entre las áreas protegidas estatales en la provincia de Napo y su zona circundante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de investigación cubrió las seis áreas protegidas de Napo-Ecuador: Parque Nacional Cayambe Coca, Parque Nacional Antisana, Reserva Biológica Colonso Chalupas, Parque Nacional Llanganates, Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras, Parque Nacional Cotopaxi (Fig. 1). Estas áreas representan el 38.17% del territorio provincial (Calles, 2008). En la Tabla 1 se presentan las características generales de las áreas protegidas, incluyendo el año, la categoría de protección, año de creación y la extensión en hectáreas de cada una.

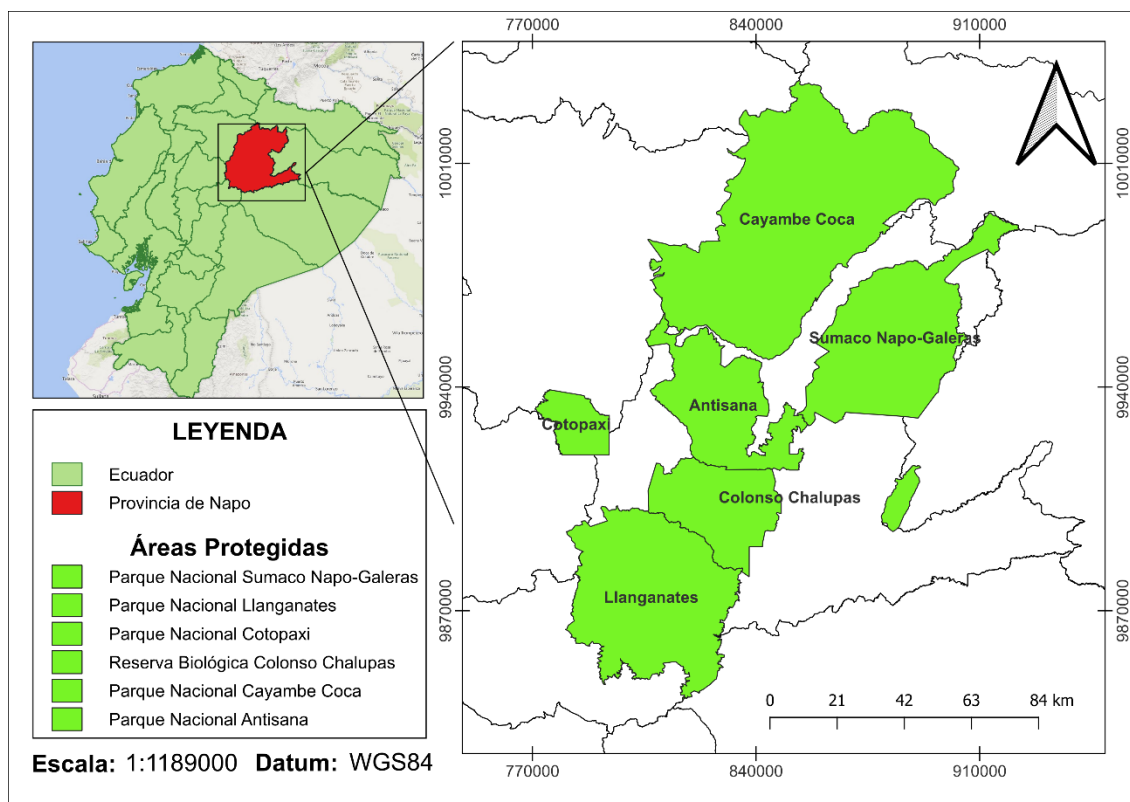


Fig. 1 Ubicación de las Áreas Protegidas en la provincia de Napo.

Elaborado por: Marisol Pila

Características de las seis áreas protegidas de la provincia de Napo: categoría de conservación, año de creación y la extensión en hectáreas en base al Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las áreas protegidas.

Áreas Protegidas	Categoría (MAATE)	Año de Creación	Área (ha)
Antisana	Parque Nacional	1993	120,581.27
Cayambe Coca	Parque Nacional	1970	408,284.57
Colonso Chalupas	Reserva Biológica	2014	93,163.31
Cotopaxi	Parque Nacional	1975	32,271.71
Llanganates	Parque Nacional	1996	219,918.58
Sumaco Napo-Galeras	Parque Nacional	1994	206,161.74

Elaborado por: Marisol Pila

Datos del área de estudio

La delimitación de las áreas protegidas se obtuvo del mapa interactivo del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) (<http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/>, consultado el 17 de abril del 2024), descargando el polígono en formato “Shapefile (.shp)” de todas las áreas protegidas del Ecuador, posteriormente en QGIS (versión 3.36) (Fundación QGIS, 2024) fueron extraídas las seis áreas protegidas con la herramienta “seleccionar objetos por área”. Los polígonos “Shapefile (.shp)” de Sudamérica y de Ecuador se obtuvieron a través de la página web DIVA-GIS (<https://diva-gis.org/data.html>, consultado el 17 de abril del 2024).

Análisis de deforestación

En la Fig. 2 se ilustra la metodología llevada a cabo para la cuantificación de las tasas de deforestación en la provincia de Napo entre 1990-2022. En primer lugar, se seleccionaron las seis áreas protegidas dentro de la provincia de Napo como unidades de análisis (Tabla 1). A continuación, se realizó un análisis tanto dentro de estas áreas como en las zonas circundantes, mediante la creación de una zona de amortiguamiento de 10 km alrededor de cada AP utilizando el software QGIS (versión 3.36) (Fundación QGIS, 2024) y la herramienta “Buffer”. De esta manera, se puede comparar los patrones de deforestación en las APs y en su zona circundante.

Por lo tanto, se utilizaron las capas de cobertura de uso de tierra entre 1990-2022 del mapa interactivo del Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) (<http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/>, consultado el 17 de abril del 2024). Estas capas fueron generadas a partir de imágenes satelitales de RapidEye, ASTER y Landsat, con una resolución espacial de 30 metros por pixel (MAATE, 2012).

Los niveles de cobertura del uso de suelo, se clasificaron en categorías de bosque y no bosques utilizando QGIS (versión 3.36) (Fundación QGIS, 2024). Los tipos de cobertura se agruparon en dos categorías: categoría (no bosque) abarca la zona antrópica, tierra agropecuaria y otras tierras. La categoría (bosque) se agrupará: bosque y vegetación arbustiva y herbácea. Para determinar la tasa de deforestación anual se utilizó la siguiente fórmula:

$$P = \left[\frac{A_2}{A_1} - 1 \right] \times 100$$

Donde P es el porcentaje de pérdida por año, A1 y A2 son el área (ha) en el año t1 y t2. (Cuenca et al., 2016).

Flujograma de trabajo en QGIS (versión 3.36) (Fundación QGIS, 2024) para la cuantificación de los patrones de deforestación en las áreas protegidas de la provincia de Napo, integrado el análisis de deforestación dentro y fuera de las APs con un buffer de 10 km (Fig. 2).

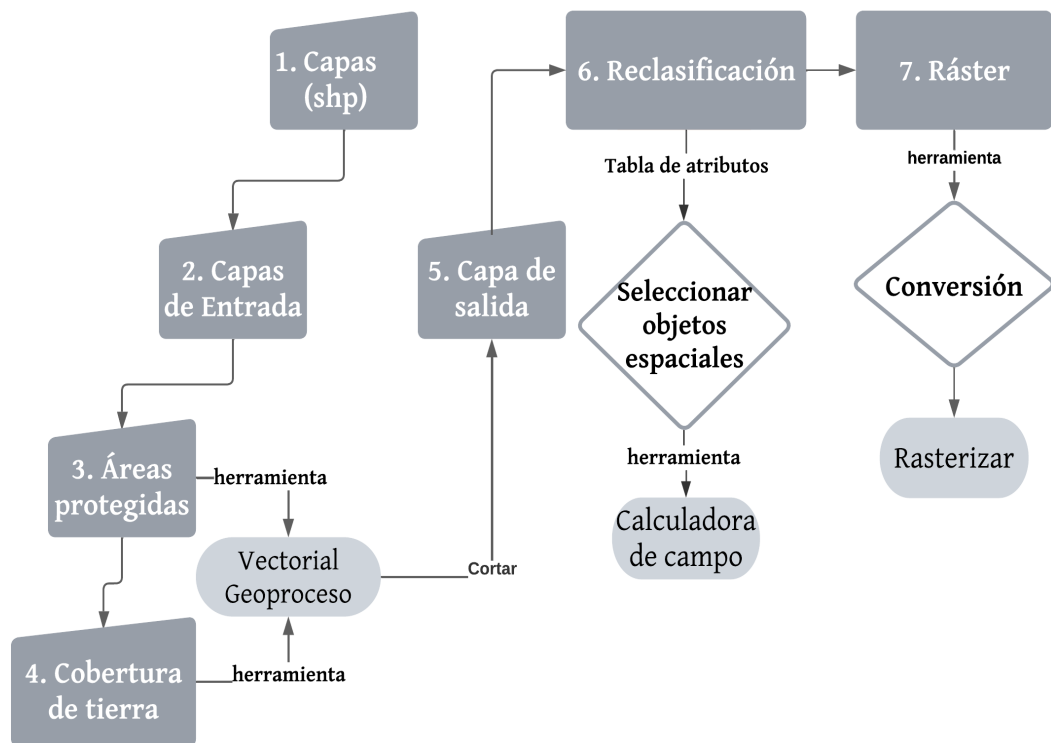


Fig. 2 Flujograma de trabajo en QGIS (versión 3.36).

Elaborado por: Marisol Pila

Deforestación evitada con Propensity Score Matching (PSM)

Para analizar la efectividad de las áreas protegidas en la deforestación evitada, se utilizó el Análisis de Propensity Score Matching (Cuenca et al., 2016). Este enfoque empareja áreas con características similares para comparar los niveles de deforestación en territorios protegidos y no protegidos, permitiendo así estimar el impacto específico de la protección en la conservación de los bosques (Gaveau et al., 2009).

Uno de los criterios fundamentales para aplicar el PSM en este análisis es la presencia de la cobertura forestal antes de la implementación de las áreas protegidas, es decir

desde el año 1990. Sin una cobertura forestal antes del año de implementación de las APs (Cuenca et al., 2018), es difícil construir grupos comparables que cumplan con las características necesarias para el emparejamiento, y el análisis podría resultar en estimaciones sesgadas. Por esta razón, se excluyó el Parque Nacional Cayambe Coca y el Parque Nacional Cotopaxi, ya que carecían de información de la cobertura forestal antes de 1990. La ausencia de cobertura histórica en estos parques impediría realizar un emparejamiento adecuado y afectaría la validez de los resultados sobre la deforestación evitada. El análisis se enfoca en cuatro áreas protegidas: tres parques nacionales (Parque Nacional Antisana, Parque Nacional Llanganates y Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras) y una reserva biológica (Reserva Biológica Colonso Chalupas) que cumplen con el criterio de cobertura forestal (Tabla 1).

La variable binaria de bosque y no bosque permitieron crear grupos de tratamiento (áreas protegidas) y control (áreas no protegidas). Además, se incluyeron variables de dependientes, como elevación y pendiente, la distancia a carreteras, poblados y ríos, utilizando las capas obtenidas de Instituto Militar Geográfico (IGM) (<https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/index.php/descargas/cartografia-de-libre-acceso/registro/>), consultado el 14 mayo del 2024).

Para determinar la deforestación evitada por las APs, se utilizó la herramienta "distance euclidean" en software ArcMap (versión 10.5) para calcular la distancia de los archivos vectoriales. Luego, se creó una muestra de 60,000 puntos con una distancia de 300 metros entre ellos. En este análisis, se consideraron las áreas protegidas como la variable de control, mientras que el área fuera de las APs fue tratada como variable de tratamiento. A continuación, mediante la herramienta "sample" fusionamos los datos de las variables de confusión con la variable binaria, generando un archivo en formato TXT a partir de los puntos aleatorios como base. Luego, con el TXT se cargó en R Project (versión 4.4.2) (R Core Team, 2025) y mediante el paquete "Matching 4.7" (Sekhon, 2011) para realizar el análisis de Propensity Score Matching (PSM). Este análisis permitió evaluar el impacto de las APs en la deforestación evitada, utilizando un modelo de causalidad para determinar si las APs contribuyen a la reducción de la deforestación.

Análisis de conectividad

Para el análisis de conectividad ecológica se dividió en tres fases. La primera fase fue la definición de las APs como núcleos a conectar. La segunda es la elaboración del mapa de fricción para el desplazamiento de especies. La tercera comprende el modelamiento de la red de conectividad ecológica. Para la elaboración de este modelo de conectividad empleamos el software ArcMap (versión 10.5) (Colorado Zuluaga et al., 2017).

Áreas protegidas a conectar

Identificamos las seis áreas protegidas (Tabla 1) como zonas prioritarias a conectar, las cuales están bajo categorías de manejo de conservación. En la metodología, se empleó tres métricas con el software Fragstats (versión 4.2) (McGarigal et al., 2023) para analizar la conectividad ecológica de las áreas protegidas a conectar: área total (TA), índice de forma (SHAPE_MN) y área interior (CORE_MN).

Modelo de fricción

Se elaboró un modelo de fricción asociado a la limitación que la matriz del paisaje presenta para el desplazamiento de fauna silvestre. Para ello se incluyeron cuatro variables que influyen en la conectividad ecológica: cobertura y uso de la tierra, distancia a vías, distancia a ríos y distancia a poblados (Colorado Zuluaga et al., 2017). La cobertura de tierra determina la permeabilidad del paisaje, favoreciendo o restringiendo el movimiento de especies según el tipo de vegetación o uso del suelo (Céspedes et al., 2008). La distancia a vías tiene un impacto negativo porque las carreteras pueden fragmentar los hábitats y representa un riesgo directo para la fauna (Arias et al., 2008). La distancia a ríos se considera como corredores naturales para el movimiento de las especies (Rodríguez & Ramón, 2022). Finalmente, la distancia a poblados es un factor clave, ya que el aumento de las actividades humanas puede fragmentar aún más los hábitats afectando el desplazamiento de la fauna (Rodríguez & Ramón, 2022).

Como resultado, se obtuvo un mapa de fricción en el que los valores más altos indican mayor dificultad para el desplazamiento dentro del paisaje. También, se establecieron niveles jerárquicos y pesos ponderados para cada variable (Tabla 2). Los pesos de cada variable varían en una escala de 0 a 1 y se determina mediante el método de suma (Puebla et al., 2020). El peso ponderado se determinó aplicando la siguiente ecuación:

$$W = (N - R) + \frac{1}{\varepsilon(N - R + 1)}$$

Donde:

W: Peso ponderada para cada variable

N: Cantidad de variables considerados en el análisis

R: Posición jerárquica que ocupa la variable

Variables utilizadas para determinar la dificultad en el desplazamiento de las especies en la obtención del modelo de fricción de la red de conectividad ecológica para las seis áreas protegidas de la provincia de Napo. A mayor fricción, mayor dificultad en el desplazamiento de las especies. La valoración se realizó en cinco niveles: nula (valoración 1), baja (valoración 2), intermedia (valoración 3), alta (valoración 4) y muy alta (valoración 5) (Tabla 2).

Tabla 2. Variables para mapa de fricción.

Variable	Rangos de la variable	Valoración	Jerarquía	Ponderación
Cobertura	Bosque nativo	1	1	0.42
	Vegetación arbustiva y herbácea, páramo	2		
	Pastizal	3		
	Plantación forestal, mosaico agropecuario	4		
	Natural, infraestructura, área poblada, área sin cobertura, glaciar, artificial	5		
Distancias a ríos	Distancia a ríos menores de 30 m	1	2	0.28
	Distancia a ríos de 31 - 60 m	2		
	Distancia a ríos de 61 - 100 m	3		

Distancias a vías	Distancia a ríos de 101 - 200 m	4		
	Distancia a ríos mayor a 200 m	5		
	Distancia a vías mayor a 1001 m	5		
	Distancia a vías de 501 a 1000 m	4		
	Distancia a vías de 201 a 500 m	3	3	0.14
	Distancia a vías de 51 a 200 m	2		
	Distancia a vías menores a 50 m	1		
	Distancia a vías mayor a 1001 m	5		
Poblados	Distancia a vías de 501 a 1000 m	4		
	Distancia a vías de 201 a 500 m	3	3	0.14
	Distancia a vías de 51 a 200 m	2		
	Distancia a vías menores a 50 m	1		

Elaborado por: Marisol Pila

Modelamiento de la red de conectividad ecológica

Una vez obtenido el modelo de fricción y las áreas protegidas a conectar, se utilizó el paquete de “Linkage Mapper 2.0.0”, que se basa en la teoría de grafos. Según esta teoría, el paisaje se entiende como un conjunto de parches o fragmentos de hábitat (nodos) y posibles conexiones (enlaces) (Rajput, 2024). Esto facilita el análisis de la conectividad entre los hábitats y su disponibilidad. De este modo, las áreas protegidas a conectar (nodos) interactúan entre sí a través de corredores (enlaces).

Se utilizó cada nodo como un punto de origen y destino para trazar las redes de conectividad. Por consiguiente, en el análisis de la red de conectividad en las áreas protegidas de la provincia de Napo se aplicaron los índices de conectividad gama y alfa de circuitos, siguiendo la metodología de Monsalve, (2009).

El índice alfa mide la presencia de circuitos en la red, es decir, rutas alternativas que conectan los nodos, lo que aumenta la robustez y redundancia de la red.

$$\alpha = \frac{L - V + 1}{2V - 5}$$

Donde:

L: número de enlace de la red

V: número de nodos en la red

El índice gamma mide la conectividad global de la red, o qué tan bien están interconectados los nodos en relación con el máximo número de enlaces posibles.

$$\gamma = \frac{L}{3(V - 2)}$$

Donde:

L: número de enlace de la red

V: número de nodos en la red

RESULTADOS

DEFORESTACIÓN DENTRO DE LAS APS Y EN SU ZONA BUFFER (10 KM)

En las Figuras 3 y 4 se compararon las tasas de deforestación dentro de áreas protegidas (APs) y sus zonas de amortiguamiento en distintos periodos entre 1990-2022. En el eje X se presentó los diferentes periodos de análisis, mientras que en el eje Y se mostró la tasa de deforestación. Además, las barras negativas representan una pérdida de cobertura vegetal (deforestación), mientras las barras positivas indican incremento de la cobertura mediante procesos de regeneración natural o reforestación.

Con respecto a los resultados del análisis de deforestación, se muestra que dentro de las áreas protegidas existe bajas tasas de deforestación, excepto en el periodo 2016-2018, donde se observó regeneración de bosque (Fig. 3). Por otro lado, fuera de las APs (10 km) existen tasas de deforestación más altas, indicando mayor vulnerabilidad a la deforestación.

Comparación de los patrones de deforestación en las áreas protegidas (D) y zona buffer (B) en provincia de Napo entre 1990-2022 (Fig. 3).

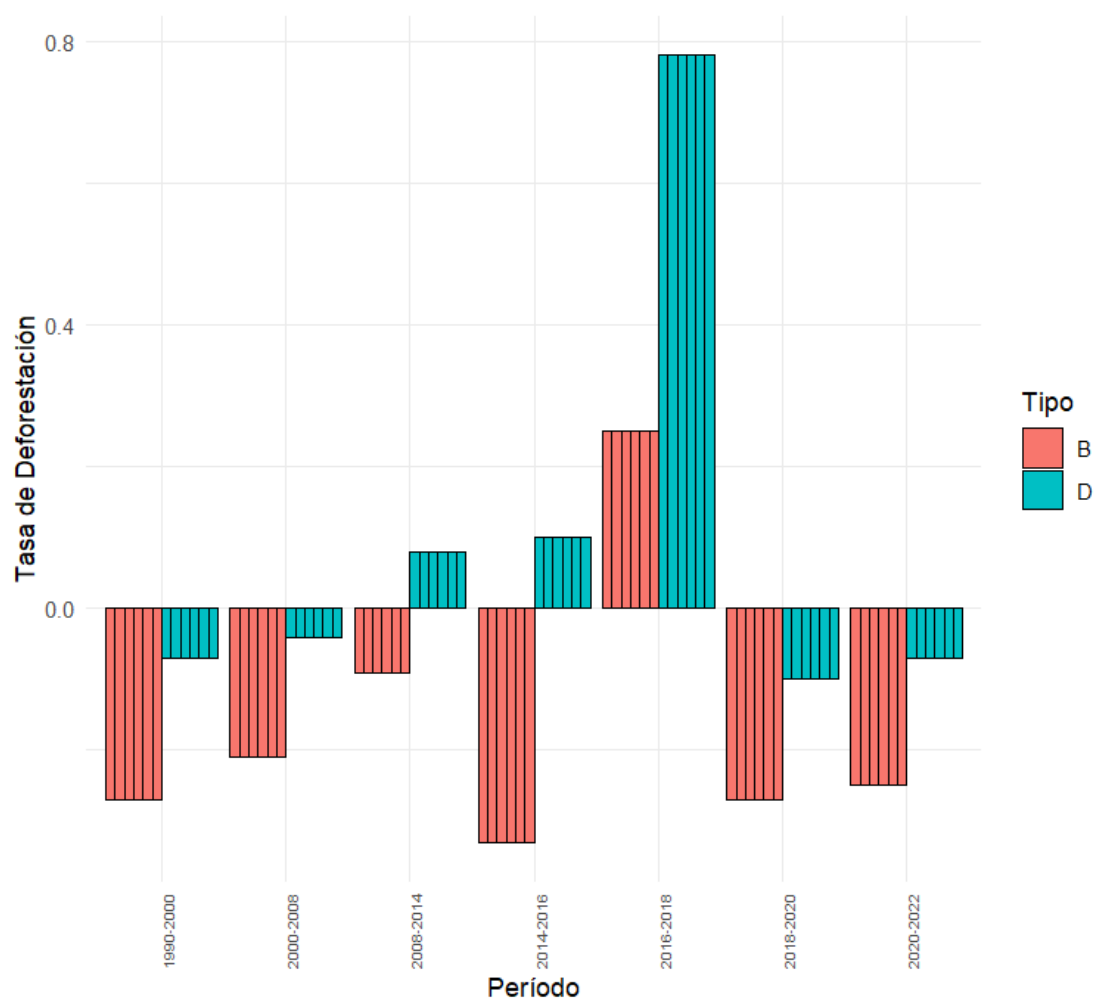


Fig. 3 Patrones de deforestación en las áreas protegidas (D) y zona buffer (B).

Elaborado por: Marisol Pila

En cada AP se reportaron variaciones en las tasas de deforestación. En el periodo 2008-2014, en el Parque Nacional Antisana experimentó una leve regeneración tanto dentro como en sus zonas buffer. Sin embargo, desde el periodo 2014-2022 hubo una reducción en la cobertura forestal (Fig. 4a). En la Figura 4b, la mayoría de los periodos en el Parque Nacional Cayambe Coca presentó una tendencia de deforestación, con un pico más alto dentro del área protegida (2018-2022) y también en su zona buffer (2020-2022). Los patrones de deforestación en la Reserva Biológica Colonso Chalupas con un incremento de deforestación más notable tanto dentro como fuera del área protegida

en el periodo 2020-2022 (Fig. 4c). En el Parque Nacional Cotopaxi se observaron alteraciones en la deforestación fuera de las AP, pero en el periodo 2014-2016 hubo regeneración en el área protegida, y su zona de amortiguamiento (Fig. 4d). En la Figura 4e, se presentó una tendencia de deforestación fuera del área del Parque Nacional Llanganates en el periodo de 2018-2020. En el siguiente periodo, se observó que sí hubo deforestación dentro del parque, pero fuera del mismo no. El Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras experimentó una deforestación constante, especialmente en su zona buffer (Fig. 4f).

Comparación de las tasas de deforestación dentro de las áreas protegidas y sus zonas de amortiguamiento (Fuera). a) Parque Nacional Antisana, b) Parque Nacional Cayambe-Coca, c) Reserva Biológica Colonso-Chalupas, d) Parque Nacional Cotopaxi, e) Parque Nacional Llanganates y f) Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras (Fig. 4).

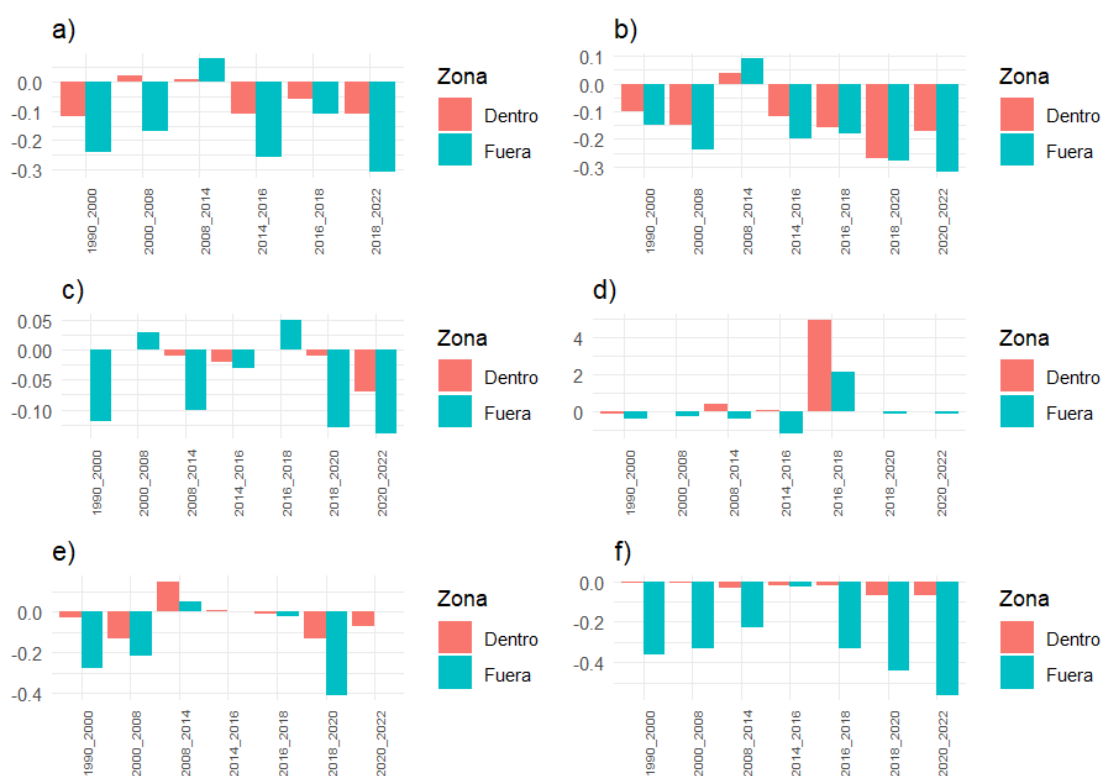


Fig. 4 Comparación tasas deforestación de cada área protegida.

Elaborado por: Marisol Pila

Análisis de deforestación evitada por PSM

Los resultados obtenidos mediante el análisis PSM, reflejaron significativamente en el balance de la covariables después del emparejamiento. Antes del emparejamiento las diferencias medias no existían un balance adecuado y estadísticamente no son significativas. No obstante, después del emparejamiento las diferencias medias se redujeron considerablemente. Estos hallazgos sugirieron que el emparejamiento logró equilibrar las variables entre los dos grupos, lo que permite una comparación más válida en ambos periodos (Tabla 3).

Resultados del análisis de Propensity Score Matching (PSM) para evaluar el impacto de las Áreas Protegidas en la reducción de la deforestación. La tabla muestra la diferencia media (%) entre el grupo de tratamiento (APs) y control (áreas no protegidas) para dos periodos de tiempo: 1990-2008 y 2008-2022. También se presentan los valores de (P-value) asociados a cada diferencia media (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados del análisis de Propensity Score Matching (PSM)

	Tratamiento vs. Control (1990-2008)	Tratamiento vs. Control (2008-2022)
Antes del emparejamiento		
Diferencia media %	40.19	34.43
P-value	0.326	0.4069
Después del emparejamiento		
Diferencia media %	1.01	0.91
P-value	0.9038	0.9354

Elaborado por: Marisol Pila

Áreas protegidas a conectar

Se identificaron siete fragmentos para la conservación de las áreas protegidas de Napo (Tabla 4). Estos 7 fragmentos tuvieron un total de 1,075,874.94 ha de superficie, de los cuales 3,353.81 ha se asignaron al área interior y variaron en su tamaño desde 855.27 ha hasta 734,205.15 ha (Tabla 2). El área interior más pequeña fue de 0.08 ha y la más

grande 1,455.25 ha. Por último, el índice de forma de los fragmentos varía entre 1.43 y 2.22 con un promedio ($\pm$ DE) de 1.58 ± 0.23 ha.

Área total (TA), índice de forma (SHAPE_MN) y área interior (CORE_MN) para las áreas seleccionados como nodos prioritarios de conservación de las APs. (Tabla 4.)

Tabla 4. Características de los fragmentos para la conservación de las APs.

	TA (ha)	SHAPE_MN	CORE_MN (ha)
1	287368.92	1.59	1235.01
2	734205.15	1.47	1455.25
3	4707.09	1.43	3.79
4	31873.23	1.52	22.34
5	13873.86	1.49	30.93
6	855.27	1.46	0.08
7	2991.42	2.11	606.39
Media ($\pm$ DE)	153696.42 ± 276140.12	1.58 ± 0.23	479.11 ± 633.15

Elaborado por: Marisol Pila

Modelo de fricción

Una considerable parte de la provincia de Napo presentó una fricción baja, lo que facilita el movimiento de especies, específicamente en los parques Sumaco Napo-Galera, Llanganates, Antisana y la reserva Colonso Chalupas. En contraste, áreas con alta fricción se encuentran cerca de los parques Cotopaxi y Cayambe Coca. Estas zonas con alta fricción dificultan la conectividad entre nodos de conservación para el desplazamiento de especies. El análisis de fricción permite identificar áreas críticas para la planificación de corredores biológicos (Fig. 5).

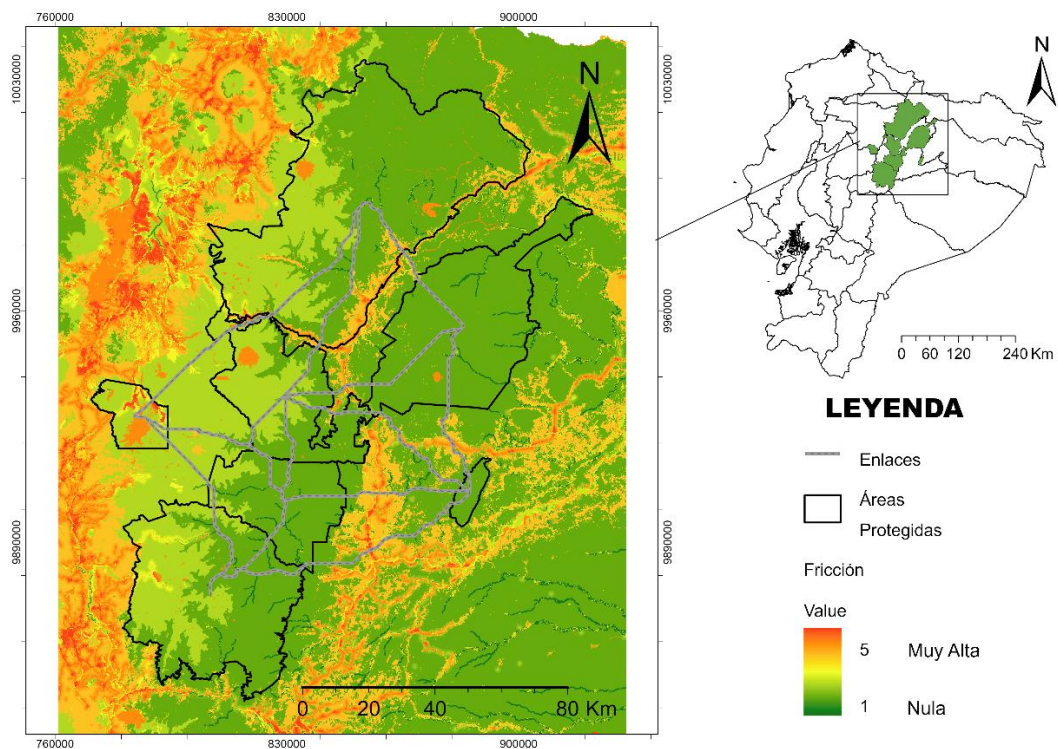


Fig. 5 Mapa de fricción y red de conectividad en las áreas APs.

Elaborado por: Marisol Pila

En el modelo de red de conectividad, se identificaron siete nodos (representando las APs) y trece enlaces que conectan estos nodos (Fig. 5). Para esta red de conectividad en Napo, el índice de conectividad gama fue de $\gamma = 0.87$, lo cual indicó que cada nodo está conectado con aproximadamente el 87 % de los otros nodos, reflejando conectividad eficiente. El índice alfa de circuitos es de $\alpha = 0.78$, lo que sugiere una red con varios circuitos o rutas alternativas, aumentan la resiliencia de la conectividad ecológica y facilitando el flujo de especies entre las áreas protegidas.

DISCUSIÓN

En esta investigación se analizó la dinámica de deforestación y la conectividad ecológica en la provincia de Napo entre 1990-2022, con un enfoque en el papel de las áreas protegidas. En la Figura 3, se observó que las tasas de deforestación dentro de las APs fueron menores en comparación con sus zonas de amortiguamiento (10 km buffer), lo que evidencia su rol en la cobertura vegetal. Además, el análisis de deforestación

evitada sugiere que la implementación de las APs ha contribuido a reducir la pérdida de cobertura vegetal en la provincia (Tabla 3). Finalmente, el mapa de fricción (Fig. 5) mostró que una parte considerable del territorio presenta baja resistencia al desplazamiento de las especies. Por otro lado, el análisis de corredores ecológicos (enlaces) permitió identificar rutas claves para el desplazamiento, evidenciando áreas estratégicas para la conectividad del paisaje.

Deforestación dentro y fuera de las APs

El análisis de deforestación entre 1990-2022 indicó que las tasas de pérdida de bosques en las áreas protegidas son bajas (4.83%) en comparación con las zonas de amortiguamiento (12 %) (buffer de 10 km). Un estudio de Kleemann et al., (2022a), indica que dentro de las APs existe solo el 4% de deforestación, mientras que en las zonas de amortiguamiento es de 25.5%, en el Ecuador. Estos patrones de deforestación también son reportados por Spracklen et al., (2015), quienes señalaron que las APs enfrentan un 73 % de deforestación. Otras investigaciones de Clerici et al., (2020) y Gizachew et al., (2020), revelan que las zonas de amortiguamiento experimentan patrones de pérdida de cobertura forestal más altas, particularmente cuando existe alteración en la dinámica de uso del suelo.

Los resultados obtenidos afirmaron que las APs son una herramienta efectiva de las políticas de conservación, dentro de sus límites, y en menor grado en sus zonas de amortiguamiento (Fig. 3). Las investigaciones más recientes, como las de RAISG, (2022), afirmaron la importancia de las APs para la conservación de los ecosistemas. A modo de ejemplo, en la Amazonía estas áreas protegieron el 56 % de la cobertura boscosa hasta el año 2000. Durante el periodo del 2001-2020, sólo el 14 % de la deforestación ocurrió dentro de las APs, mientras que el 86 % restante ocurrió fuera de ellas (RAISG, 2022). Algunas zonas protegidas tienen menores tasas de deforestación que otras (Fig. 3). Los resultados consistentes con los estudios de Mestanza-Ramón et al., (2022) en Ecuador, confirman que la Reserva Biológica Limoncocha y el Parque Nacional Yasuní sobresalen en detener la deforestación, con un 91.52 % y 83.62 % de protección.

En el Parque Nacional Cayambe Coca, a pesar de su alta tasa de deforestación se han realizado considerables esfuerzos de conservación a lo largo de los años. Como señala Marco Chacón, (2024), los primeros límites del parque Cayambe Coca se establecieron en 1979. En 1987 se impuso la regulación del uso del suelo, se eliminaron ocupaciones legales e ilegales, y se aprobó otro plan de manejo con estrategias de conservación en 1998. Su reconocimiento como parque nacional fue en el 2010, lo que fortaleció el marco legal de esta área protegida. En 2017 se avanzó en la zonificación y normalización de la propiedad de la tierra. Aun así, las presiones externas, como la expansión de la agricultura y la extracción de recursos dentro de las áreas de amortiguamiento siguen siendo un gran desafío (RAISG, 2022 ; Kleemann et al., 2022). En 2024, tales acciones agravaron los procesos erosión que amenazaría la estabilidad ecológica del parque y lo pondrían en riesgo (Marco Chacón, 2024).

En los resultados de este estudio, se observó que la agricultura sigue siendo el principal motor de deforestación en el Ecuador, impulsada por las necesidades de las comunidades locales (Perlin & Leguizamón, 2024). Aunque las áreas protegidas limitan esta expansión, como se ve en la comparación de altas tasas de deforestación dentro de estas áreas y sus zonas de amortiguamiento (Fig. 3), las presiones externas persisten, especialmente en las zonas de amortiguamiento, donde las tasas de deforestación son generalmente más altas que dentro de las APs. La falta de claridad en la tenencia de la tierra y la gobernanza débil, observada en los cambios abruptos en los patrones de deforestación en ciertos parques, facilitaron ciertas actividades legales e ilegales (e.g., la tala y expansión agrícola) (Stocks et al., 2012).

Las zonas de amortiguamiento (10 km) han mostrado tasas de deforestación significativas, especialmente entre el 2014-2016 en el Parque Nacional Cotopaxi, con una tasa de -1.22 %. Este hallazgo resalta las presiones crecientes sobre estas áreas, a pesar de las medidas de protección implementadas. Comparando estos datos con estudios de Kleemann et al., (2022) y Ebright et al., (2023) donde se documentaron tasas de deforestación aún más altas alcanzando hasta 25.5 % en áreas cercanas a la frontera agrícola, se evidencia la vulnerabilidad de las zonas de amortiguamiento frente a actividades humanas, particularmente la expansión agrícola.

DEFORESTACIÓN EVITADA CON PSM

Esta investigación sugiere que la implementación de las APs en la provincia de Napo tiende a evitar la deforestación. Los resultados obtenidos mediante el análisis de PSM, indican que las APs tienen un impacto significativo en la reducción de deforestación, al controlar las diferencias iniciales en las variables dependientes. Antes del emparejamiento, existían diferencias significativas entre las APs y las zonas de control, pero después del emparejamiento, estas diferencias disminuyeron considerablemente, lo que confirma la efectividad del PSM.

Estudios previos, como de Soares-Filho et al., (2010) en la Amazonia Brasileña, también han demostrado que las APs son efectivas en la reducción de la deforestación, especialmente en áreas con alta presión humana, utilizando metodologías similares. En los Andes Colombianos, Rodríguez et al., (2013) destacaron la importancia de considerar factores físicos y acceso al analizar la eficacia de APs. En Borneo y Sumatra, Gaveau et al., (2009) señalaron como la accesibilidad y gobernanza influyen en los resultados de conservación, lo que refuerza la utilización de métodos como el PSM para ajustar las variables.

En esta investigación es consistente con los hallazgos de Cuenca et al., (2016), quienes encontraron que las APs contribuyen a reducir la deforestación, aunque la efectividad varía según la proximidad a infraestructuras, asentamientos humanos y las características geográficas. Las APs cercanas a carreteras y poblados experimentaron una mayor presión por la deforestación, mientras que los terrenos de difícil acceso mostraron mejores resultados en la conservación. Sin embargo, tanto este estudio como de Cuenca et al., (2016) destacan que la gestión efectiva de las APs es fundamental para maximizar su capacidad de evitar la deforestación.

Conectividad Ecológica

Los resultados obtenidos del índice de forma y área núcleo destacó su relevancia para la conectividad ecológica en áreas protegidas de Napo. En rango del índice de forma Tabla 4, evidenció configuraciones espaciales diversas que, aunque pueden aumentar los efectos de borde, favorecen la dispersión de especies (Petsas et al., 2021 ; Savary et al., 2024). Estos hallazgos son consistentes con You et al., (2023) y Zhou et al., (2023) donde reportaron que el área núcleo con un promedio de 479.54 refleja la existencia de zonas núcleo esenciales para mantener poblaciones estables y hábitats seguros, particularmente para especies dependientes de grandes territorios, mejorando así la resiliencia ecológica general.

Las zonas de baja fricción, como las identificadas en los parques Sumaco Napo-Galera, Llanganates, Antisana y la Reserva Biológica Colonso Chalupas, son claves para la conectividad ecológica al facilitar el movimiento de las especies y mitigar la fragmentación de hábitats. Nuestros hallazgos confirmaron la importancia de estas áreas debido a su cobertura predominante de bosques nativos y baja infraestructura, lo que coincide con lo reportado Ríos-Alvear et al., (2024) en relación con la funcionalidad del Corredor Llanganates-Sangay para especies como el tapir de montaña (*Tapirus pinchque*). Por otro lado, las zonas de alta fricción, como las adyacentes a los parques Cotopaxi y Cayambe Coca, se caracterizan por plantaciones forestales, mosaicos agropecuarios y áreas urbanizadas, que incrementan las barreras al desplazamiento de especies. Estas barreras antropogénicas interrumpen el flujo genético y causan la fragmentación de hábitats, aumentando así la vulnerabilidad de las especies, lo cual concuerda con las observaciones de Trense et al., (2021).

Los resultados para la red de conectividad ecológica en Napo, con un índice gamma de 0.87 y un índice alfa de 0.78, indicaron una red bien estructurada que favorece a la conectividad entre áreas protegidas y contribuye a mantener un hábitat adecuado para las especies. Estos valores, comparables a los reportado en otras investigaciones, como Saura & Pascual-Hortal, (2007) y Colorado Zuluaga et al., (2017), indicaron que la red es resiliente, con múltiples rutas alternativas que reducen la vulnerabilidad frente a

posibles perturbaciones y aseguran su funcionalidad ecológica a largo plazo. Sin embargo, considerando la dinámica del paisaje y las amenazas antropogénicas, es esencial monitorear continuamente estas conexiones. Investigaciones previas como las de Haddad et al., (2015) demostraron que la efectividad de los corredores ecológicos puede disminuir riesgos de pérdida biodiversidad y bosques, frente a los desafíos del cambio climático y presión humana, resaltando la necesidad de ajustar estrategias de manejo para garantizar su funcionalidad. Este enfoque está alineado con políticas nacionales como las del Ministerio de Ambiente del Ecuador (MAATE), enfatizaron la importancia de integrar planificación territorial y conservación de biodiversidad en la gestión de las APs. Nuestros resultados destacaron la importancia de fortalecer los marcos de gestión para garantizar la conectividad ecológica en paisajes fragmentados.

CONCLUSIONES

Los resultados del estudio sobre los patrones de deforestación en la provincia de Napo entre 1990-2022, así como el análisis de la deforestación evitada y de conectividad revelan que las APs han jugado un papel crucial en la conservación de cobertura vegetal. Primero la comparación entre APs y zonas de amortiguamiento muestran que, aunque las APs han logrado reducir la deforestación, las zonas de amortiguamiento enfrentan mayores presiones externas, lo que resalta la necesidad de fortalecer la gestión en estas áreas. En segundo lugar, la deforestación evitada por la implementación de las APs es significativa, lo que mostró la efectividad de estrategias de mitigación de cobertura vegetal. Finalmente, el análisis de conectividad evidencia que sí existe conectividad entre APs analizadas, lo que resalta la necesidad de seguir conservando y promoviendo la conectividad ecológica en esta región. Esta investigación destaca la importancia de un enfoque integral que incluya la conservación efectiva de las APs multifuncionales mediante el fortalecimiento de las zonas de amortiguamiento y la mejora de la conectividad entre las diferentes zonas de conservación.

REFERENCIAS

- Aguirre, W. E., Alvarez-Mieles, G., Anaguano-Yancha, F., Burgos Morán, R., Cucalón, R. V., Escobar-Camacho, D., Jácome-Negrete, I., Jiménez Prado, P., Laaz, E., Miranda-Troya, K., Navarrete-Amaya, R., Nugra Salazar, F., Revelo, W., Rivadeneira, J. F., Valdiviezo Rivera, J., & Zárate Hugo, E. (2021). Conservation threats and future prospects for the freshwater fishes of Ecuador: A hotspot of Neotropical fish diversity. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 99, Issue 4, pp. 1158–1189). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/jfb.14844>
- Al-Saedi, T. K., & Syakir, M. I. (2023). An overview of economic valuation of ecosystem services in protected areas and its roles in achieving Sustainable Development Goals (SDGs). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1167(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1167/1/012052>
- Álvarez Malvido, M. , Lázaro, C. , De Lamo, X. , Juffe-Bignoli, D. , Cao, R. , Bueno, P. , Sofrony, C. , Maretti, C. , & Guerra, F. (2021). INFORME PLANETA PROTEGIDO 2020: LATINOAMÉRICA Y EL CARIBE.
- Arias, E., Chacón, O., Herrera, B., Induni, G., Acevedo, H., Coto, M., & Barborak, J. R. (2008). Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/6488>
- Barriga, R. (2012). LISTA DE PECES DE AGUA DULCE E INTERMAREALES DEL ECUADOR *.
- Bravo, E. P. M., Jimenez, L. A. M., Calderon, T. A. V., & Intriago, H. O. (2024). Birdwatching as an Alternative for Forest Conservation. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 18(12), e010396. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n12-104>
- Calles, J. (2008). Mapa Base de la Provincia del Napo. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/51135.pdf>
- Carrillo, E. , Aldás, S. , Altamirano, M. , Ayala, F. , Cisneros, D. , Endara, C. , Márquez, C. , Morales, M. , Nogales, F. , Salvador, P. , Torres, M. , Valencia, J. , Yáñez, M. , & Zárate, P. ,. (2005). LISTA ROJA DE LOS REPTILES DEL ECUADOR. www.flacsoandes.edu.ec

- Carvache-Franco, M., Carvache-Franco, O., Borja-Morán, J., Bustamante-Ruiz, S., Aguay-Tomalá, A., & Carvache-Franco, W. (2024). Motivations of Ecotourists and Their Relationship with Sociodemographic Aspects, Satisfaction, and Loyalty: Puntilla de Santa Elena Marine Fauna Production Reserve, Ecuador. *Sustainability (Switzerland)*, 16(20). <https://doi.org/10.3390/su16208843>
- Céspedes, M., Finegan, B., Herrera, B., Delgado, L., Velásquez, s, & Campo, J. (2008). Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, 54.
- Cimatti, M., Mezzanotte, V., Heikkinen, R. K., Hällfors, M. H., Karger, D. N., & Di Marco, M. (2024). The accelerating exposure of European protected areas to climate change. <https://doi.org/10.1101/2024.11.25.625168>
- Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, J. P., Forero-Medina, G., Ochoa, J., Pedraza, C., Schneider, L., Lora, C., Gómez, C., Linares, M., Hirashiki, C., & Biggs, D. (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports* 2020 10:1, 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>
- CMNUCC. (2015). ADOPTION OF THE PARIS AGREEMENT. Proposal by the President.
- Colorado Zuluaga, G. J., Vásquez Muñoz, J. L., & Mazo Zuluaga, I. N. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en santa elena (Medellín, Colombia). *Acta Biologica Colombiana*, 22(3), 379–393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Cooper, D., & Noonan-Mooney, K. (2013). Convention on Biological Diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition* (pp. 306–319). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00418-4>
- Corlett, R. T. (2023). Green Shoots: A Burning Embers for biodiversity? In *Global Change Biology* (Vol. 29, Issue 14, pp. 3851–3853). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/gcb.16727>
- Cuenca, P., Arriagada, R., & Echeverría, C. (2016). How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy*, 56, 56–66. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2015.10.014>

- Cuenca, P., Robalino, J., Arriagada, R., & Echeverría, C. (2018). Are government incentives effective for avoided deforestation in the tropical Andean forest? *PLoS ONE*, 13(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203545>
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., & Wells, S. (2012). Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas de la UICN en áreas marinas protegidas. <bound method Organization.get_name_with_acronym of <Organization: International Union for Conservation of Nature>>.
- Ebright, S. J., Stan, A. B., Sâm, H. V., & Fulé, P. Z. (2023). Protected Areas Conserved Forests from Fire and Deforestation in Vietnam's Central Highlands from 2001 to 2020. *Fire*, 6(4). <https://doi.org/10.3390/fire6040164>
- FAO. (2021a). Conservación y uso sostenible de la biodiversidad para lograr el buen vivir en la provincia de Napo (Ecuador) - GCP/ECU/082/GFF. FAO ; <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb6349es>
- FAO. (2021b). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. In Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- FAO, & PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. In El estado de los bosques del mundo 2020. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Ford, S. A., Jepsen, M. R., Kingston, N., Lewis, E., Brooks, T. M., MacSharry, B., & Mertz, O. (2020). Deforestation leakage undermines conservation value of tropical and subtropical forest protected areas. *Global Ecology and Biogeography*, 29(11), 2014–2024. <https://doi.org/10.1111/geb.13172>
- Freile, J., Jiménez-Uzcátegui, G., & Carrasco, L. (2019). Lista Roja de las Aves del Ecuador Diversity and Conservation of Neotropical Amphibians and Reptiles View project Biodiversidad de Colombia View project Charles Darwin Foundation Fundación para la Conservación de los Andes Tropicales. <https://www.researchgate.net/publication/338263750>
- Freire-Fierro, A., Tirira, D., Batallas, R., Oleas, N., Rodríguez, C., Vogt, C., Cadena-Ortiz, H., Ulloa Ulloa, C., Salazar, F., & Donoso, D. (2024). Ecuadorian Red Lists and the IUCN Red List: A Disconnect. *Biodiversity Information Science and Standards*, 8. <https://doi.org/10.3897/biss.8.138924>

- Fundación QGIS. (2024). Registro de cambios de QGIS 3.36 · Sitio web de QGIS (3.36).
<https://qgis.org/project/visual-changelogs/visualchangelog336/>
- Gallardo, & Aguilar. (2025). Management of the Ecotourism Potential in the Coastal Region of Ecuador: A Thematic Analysis Evidenced in the Framework of Ecuadorian Public Policies. *Academic Journal of Interdisciplinary Studies*, 14(1), 172.
<https://doi.org/10.36941/ajis-2025-0012>
- Gaveau, D. L. A., Epting, J., Lyne, O., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M., & Leader-Williams, N. (2009). Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography*, 36(11), 2165–2175.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02147.x>
- Gizachew, B., Rizzi, J., Shirima, D. D., & Zahabu, E. (2020). Deforestation and connectivity among protected areas of Tanzania. *Forests*, 11(2).
<https://doi.org/10.3390/f11020170>
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Boërger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., & Scharlemann, J. P. W. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7. <https://doi.org/10.1038/NCOMMS12306>
- Gu, S. (2023). The Impact of Increasing Forest Loss Areas on the Global Temperature, and Tourism Industry. *Asian Journal of Research in Agriculture and Forestry*, 9(3), 42–55. <https://doi.org/10.9734/ajraf/2023/v9i3205>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2).
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- He, X., & Wei, H. (2023). Biodiversity conservation and ecological value of protected areas: a review of current situation and future prospects. In *Frontiers in Ecology and Evolution* (Vol. 11). Frontiers Media SA.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1261265>

- Jaroensutasinee, K., Jaroensutasinee, M., Chuachart, O., & Sparrow, E. (2024). Protected Area Size Affecting Habitat Fragmentation: A Case Study of Protected Areas in Thailand. <https://doi.org/10.5772/intechopen.1004276>
- Kleemann, J., Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A. B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J. K., Fürst, C., & Thiel, M. (2022a). Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/land11020268>
- Kleemann, J., Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A. B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J. K., Fürst, C., & Thiel, M. (2022b). Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/land11020268>
- Linero-Triana, D., Correa-Ayram, C. A., & Velásquez-Tibatá, J. (2023). Prioritizing ecological connectivity among protected areas in Colombia using a functional approach for birds. *Global Ecology and Conservation*, 48, e02713. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2023.E02713>
- MAATE. (2012). Metodología para la Representación Cartográfica de los Ecosistemas del Ecuador Continental.
- Marco Chacón. (2024). Comunicación Oral.
- McGarigal, K., Cushman, S., & Ene, E. (2023). FRAGSTATS v4: Programa de análisis de patrones espaciales para mapas categóricos. (4.2). <https://www.fragstats.org>
- Mestanza-Ramón, C., Manchay, S., Naranjo-Silva, R., Izurieta-Castelo, M., & Ati-Cutiupala, G. (2022). EFFECTIVENESS OF MANAGEMENT IN NATURAL PROTECTED AREAS IN THE NORTHERN AMAZON OF ECUADOR. *Journal of Southwest Jiaotong University*, 57(6), 1025–1042. <https://doi.org/10.35741/issn.0258-2724.57.6.89>
- Mestanza-Ramón, C., Monar-Nuñez, J., Guala-Alulema, P., Montenegro-Zambrano, Y., Herrera-Chávez, R., Milanes, C. B., Arguello-Guadalupe, C., Buñay-Guisñan, P., & Toledo-Villacís, M. (2023). A Review to Update the Protected Areas in Ecuador and an Analysis of Their Main Impacts and Conservation Strategies. In *Environments - MDPI* (Vol. 10, Issue 5). MDPI. <https://doi.org/10.3390/environments10050079>
- Monsalve, A. (2009). Redes Ecológicas en la estructura urbana de la ciudad de Medellín (Colombia).

- Naciones Unidas. (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe. www.issuu.com/publicacionescepal/stacks
- Ochoa, S. A. H., Navarro-Martínez, A., Ellis, E. A., & Gómez, I. U. H. (2022). Deforestation in the municipality of Bacalar, Quintana Roo, Mexico during the period 1993-2017. *Madera y Bosques*, 28(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2832396>
- Ortega-Andrade, H. M., Rodes Blanco, M., Cisneros-Heredia, D. F., Guerra Arévalo, N., López De Vargas-Machuca, K. G., Sánchez-Nivicela, J. C., Armijos-Ojeda, D., Andrade, J. F. C., Reyes-Puig, C., Riera, A. B. Q., Székely, P., Soto, O. R. R., Székely, D., Guayasamin, J. M., Pesántez, F. R. S., Amador, L., Betancourt, R., Ramírez-Jaramillo, S. M., Timbe-Borja, B., ... Muñoz, M. H. Y. (2021). Red List assessment of amphibian species of Ecuador: A multidimensional approach for their conservation. *PLoS ONE*, 16(5 May). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251027>
- Perlin, L., & Leguizamón, A. (2024). Agriculture-driven deforestation in Ecuador's Mache-Chindul Ecological Reserve: The farmers' perspective. *Journal of Rural Studies*, 107, 103263. <https://doi.org/10.1016/J.JRURSTUD.2024.103263>
- Petsas, P., Almpandou, V., & Mazaris, A. D. (2021). Landscape connectivity analysis: new metrics that account for patch quality, neighbors' attributes and robust connections. *Landscape Ecology*, 36(11), 3153–3168. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01319-2>
- Pineda-Zapata, S., González-Ávila, S., Armenteras, D., González-Delgado, T. M., & Morán-Ordoñez, A. (2024). Mapping the way: identifying priority potential corridors for protected areas connectivity in Colombia. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(2), 156–166. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2024.02.003>
- Puebla, A. R., Rodríguez Cueto, Y., Álvarez-Amargos, P. M., Puebla, A. R., Rodríguez Cueto, Y., & Álvarez-Amargos, P. M. (2020). Propuesta de rutas de conectividad para la conservación de la biodiversidad en Sierra Maestra, Cuba. *Revista de Ciencias Ambientales*, 54(2), 51–67. <https://doi.org/10.15359/RCA.54-2.3>
- Qu, X., Li, X., Bardgett, R. D., Kuzyakov, Y., Revillini, D., Sonne, C., Xia, C., Ruan, H., Liu, Y., Cao, F., Reich, P. B., & Delgado-Baquerizo, M. (2024). Deforestation impacts soil

- biodiversity and ecosystem services worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 121(13). <https://doi.org/10.1073/PNAS.2318475121>
- R Core Team. (2025). Download R-4.4.3 for Windows. The R-project for statistical computing. (4.4.3). <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/>
- RAISG. (2022). Deforestación en la Amazonía al 2025.
- Rajput, pradeep kumar. (2024). Utilizing Graph Theory for Ecological Planning: Enhancing Connectivity of Urban Green Spaces in Bhopal, Madhya Pradesh, India. <https://doi.org/10.21203/RS.3.RS-4232378/V1>
- Reis, T. E. da S., Reis, L. C., & Andrade, D. C. (2023). Landscape dynamics and spatial correlation of forest fragments by Kriging. *Concilium*, 23(3), 1021–1030. <https://doi.org/10.53660/clm-950-23b84>
- Reynaert, M., Souza-Rodrigues, E. A., & Van Benthem, A. A. (2023). THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF PROTECTED AREA POLICY. <http://www.nber.org/papers/w31873>
- Ríos-Alvear, G., Meneses, P., Ortega-Andrade, H. M., Santos, C., Muzo, A., López, K. G., Bentley, A. G., & Villamarín, F. (2024). Key connectivity areas in the Llanganates-Sangay Ecological Corridor in Ecuador: A participative multicriteria analysis based on a landscape species. *Landscape and Urban Planning*, 246, 105039. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2024.105039>
- Rodríguez, N., Armenteras, D., & Retana, J. (2013). Effectiveness of protected areas in the Colombian Andes: Deforestation, fire and land-use changes. *Regional Environmental Change*, 13(2), 423–435. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0356-8>
- Rodríguez, Y., & Ramón, A. (2022). Evaluación de modelos para generar rutas de conectividad entre áreas naturales protegidas en Granma, Cuba. *Revista de Ciencias Ambientales*, 56(1), 75–95. <https://doi.org/10.15359/RCA.56-1.4>
- Santos, T., & Liviz, C. (2024). O Papel Crucial das Áreas Protegidas no Combate ao Desmatamento na Amazônia. *Revista Jurídica Da Amazônia*, 1(2), 205–225. <https://doi.org/10.63043/SGM1AX25>

- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2–3), 91–103. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2007.03.005>
- Savary, P., Foltête, J.-C., Gilles, Bourgeois, M., Martin, F.-M., Ropars, L., Garnier, & Stéphane. (2024). Multiple habitat graphs: how connectivity brings forth landscape ecological processes.
- Sekhon, J. S. (2011). Multivariate and Propensity Score Matching Software with Automated Balance Optimization: The Matching package for R. *Journal of Statistical Software*, 42(7), 1–52. <https://doi.org/10.18637/JSS.V042.I07>
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L., Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., & Maretti, C. (2010). Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(24), 10821–10826. https://doi.org/10.1073/PNAS.0913048107/SUPPL_FILE/ST03.DOCX
- Sousa, M. V. L., Melo, S. N., Souza, J. C. B., Silva, C. F. A., Feitosa, Y., & Matias, L. F. (2023). Importance of Protected Areas by Brazilian States to Reduce Deforestation in the Amazon. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/ijgi12050190>
- Spracklen, B. D., Kalamandeen, M., Galbraith, D., Gloor, E., & Spracklen, D. V. (2015). A Global Analysis of Deforestation in Moist Tropical Forest Protected Areas. *PLOS ONE*, 10(12), e0143886. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0143886>
- Stocks, A., Noss, A., Bryja, M., & Arce, S. (2012). Deforestation and Waodani Lands in Ecuador: Mapping and Demarcation Amidst Shaky Politics. www.intechopen.com
- Suwannaphong, T., Radeloff, V., Limmun, W., & Suttidate, N. (2024). The effect of habitat fragmentation on Malay tapir relative abundance in Thailand's protected areas. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3963815/v1>
- Tamayo, F., Torres, B., Fischer, R., Vargas, J. C., Torres, A., Samaniego, E., Torres, C. T., Ferrer Velasco, R., & Günter, S. (2020). Caracterización de paisajes forestales en el Noroccidente ecuatoriano: deforestación y aspectos socioculturales.

- Deforestación en paisajes forestales tropicales del Ecuador: bases científicas para perspectivas políticas. 24–68.
https://www.researchgate.net/publication/349663115_DEFORESTACION_EN_PAISAJES_FORESTALES_TROPICALES_DEL_ECUADOR_bases_cientificas_para_perspectivas_politicas
- Tirira, D. , Brito, J. , Burneo, S. , Pinto, C. , Salas, J. , & Comisión de Diversidad de la AEM. (2024). MAMÍFEROS DEL ECUADOR: LISTA OFICIAL ACTUALIZADA DE ESPECIES. <http://aem.mamiferosdeecuador.com>
- Tiwari, A., Saran, S., & Avishek, K. (2024). Study of Landscape Connectivity within a Protected Area Landscape – A Case Study in the Indian Himalayan Region. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3314361/v1>
- Torres, B. , Fischer, R. , Vargas J.C., & Günter S. (2020). Deforestación en paisajes forestales tropicales del Ecuador: bases científicas para perspectivas políticas.
- Trense, D., Schmidt, T. L., Yang, Q., Chung, J., Hoffmann, A. A., & Fischer, K. (2021). Anthropogenic and natural barriers affect genetic connectivity in an Alpine butterfly. *Molecular Ecology*, 30(1), 114–130. <https://doi.org/10.1111/mec.15707>
- Ulloa, C. , Acevedo-Rodríguez, S. , Beck, S. , Belgrano, M. , Bernal, R. , Berry, P. , Brako, L. , Celis, M. , Hokche, O. , León, B. , Leó-Yáñez, s, Davidse, G. , Forzza, R. , Gradstein, S. , Magill, D. , Neill, D. , Nee, M. , Raven, P. , Stimmel, H. , ... Jorgensen, P. (2018). Vascular Plants of the Americas (VPA) Website. Tropicos, Botanical Information System at the Missouri Botanical Garden, St.
- UNEP-WCMCI, & UICN. (2024). Informe Planeta Protegido 2024. UNEP-WCMC y UICN: Cambridge, Reino Unido; Gland, Suiza.
- Watson, J. E. M., Venegas-Li, R., Grantham, H., Dudley, N., Stolton, S., Rao, M., Woodley, S., Hockings, M., Burkart, K., Simmonds, J. S., Sonter, L. J., Sreekar, R., Possingham, H. P., & Ward, M. (2023). Priorities for protected area expansion so nations can meet their Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework commitments. *Integrative Conservation*, 2(3), 140–155. <https://doi.org/10.1002/inc3.24>
- You, G., Chen, T., Shen, P., & Hu, Y. (2023). Designing an Ecological Network in Yichang Central City in China Based on Habitat Quality Assessment. *Sustainability (Switzerland)*, 15(10). <https://doi.org/10.3390/su15108313>

- Zemanova, M. A., Perotto-Baldivieso, H. L., Dickins, E. L., Gill, A. B., Leonard, J. P., & Wester, D. B. (2017). Impact of deforestation on habitat connectivity thresholds for large carnivores in tropical forests. *Ecological Processes*, 6(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0089-1>
- Zhou, X., Hao, C., Bao, Y., Zhang, Q., Wang, Q., Wang, W., & Guo, H. (2023). Is the Urban Landscape Connected? Construction and Optimization of Urban Ecological Networks Based on Morphological Spatial Pattern Analysis. *Sustainability*, 15(20), 14756. <https://doi.org/10.3390/su152014756>

ANEXOS:

Anexo A. Resultados obtenidos para la comparación de las tasas de deforestación dentro de las áreas protegidas (D) y en las áreas buffer (B). 1) Parque Nacional Antisana, 2) Parque Nacional Cayambe-Coca, 3) Reserva Biológica Colonso-Chalupas, 4) Parque Nacional Cotopaxi, 5) Parque Nacional Llanganates y 6) Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras.

	Periodo 1990-2000		Periodo 2000-2008		Periodo 2008-2014		Periodo 2014-2016		Periodo 2016-2018		Periodo 2018-2020		Periodo 2020-2022	
	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B
1	-0.12	-0.24	0.02	-0.17	0.01	0.08	-0.11	-0.26	-0.06	-0.11	-0.11	-0.21	-0.03	-0.31
2	-0.1	-0.15	-0.15	-0.24	0.04	0.09	-0.12	-0.2	-0.16	-0.18	-0.27	-0.28	-0.17	-0.32
3	0	-0.12	0	0.03	-0.01	-0.1	-0.02	-0.03	0	0.05	-0.01	-0.13	-0.07	-0.14
4	-0.17	-0.45	0.01	-0.32	0.37	-0.42	0.32	-1.22	4.93	2.11	-0.02	-0.13	-0.01	-0.18
5	-0.03	-0.28	-0.13	-0.22	0.15	0.05	0.01	0	-0.01	-0.02	-0.13	-0.41	-0.07	0
6	-0.01	-0.36	-0.01	-0.33	-0.03	-0.23	-0.02	-0.28	-0.02	-0.33	-0.07	-0.44	-0.07	-0.56

Elaborado por: Marisol Pila

Anexo B. Resultados de emparejamiento de Variables: Comparación entre APs y Zonas de Amortiguamiento en la provincial de Napo (1990-2008).

Variable	Antes del Emparejamiento	Después del Emparejamiento
Pendiente		
Media tratamiento	12.964	12.964
Media control	17.491	13.174
Diff. estándar media	-42.429	-1.9601
p-valor T-test	< 2.22e-16	9.26E-06
p-valor KS	< 2.22e-16	0.004327
Altitud		
Media tratamiento	1585.7	1585.7
Media control	1850.1	1554.9
Diff. estándar media	-22.278	2.5994
p-valor T-test	< 2.22e-16	0.00047662
p-valor KS	< 2.22e-16	4.03E-08
Distancia a carreteras secundarias		
Media tratamiento	7310.4	7310.4
Media control	13131	7364.4
Diff. estándar media	-67.802	-0.62822

p-valor T-test	< 2.22e-16	3.51E-09
p-valor KS	< 2.22e-16	0.003445
Distancia a ríos principales		
Media tratamiento	6454.4	6454.4
Media control	6397.9	6461.2
Diff. estándar media	0.61958	-0.074787
p-valor T-test	0.69428	0.35815
p-valor KS	< 2.22e-16	0.005826
Distancia a ríos secundarios		
Media tratamiento	813.75	813.75
Media control	723	812.9
Diff. estándar media	10.458	0.098303
p-valor T-test	3.58E-11	0.22527
p-valor KS	2.33E-08	0.99891
Distancia a carreteras principales		
Media tratamiento	7278.6	7278.6
Media control	15285	8694.5
Diff. estándar media	-111.6	-19.736
p-valor T-test	< 2.22e-16	< 2.22e-16
p-valor KS	< 2.22e-16	3.72E-14
Distancia a poblados		
Media tratamiento	5212.1	5212.1
Media control	10529	5306.8
Diff. estándar media	-135.93	-2.4216
p-valor T-test	< 2.22e-16	1.62E-10
p-valor KS	< 2.22e-16	0.0010355

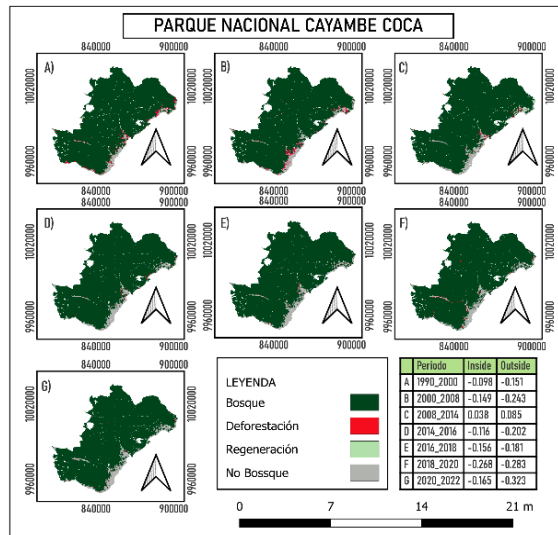
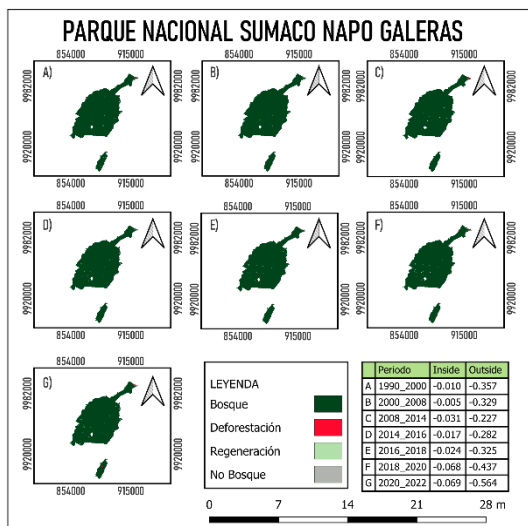
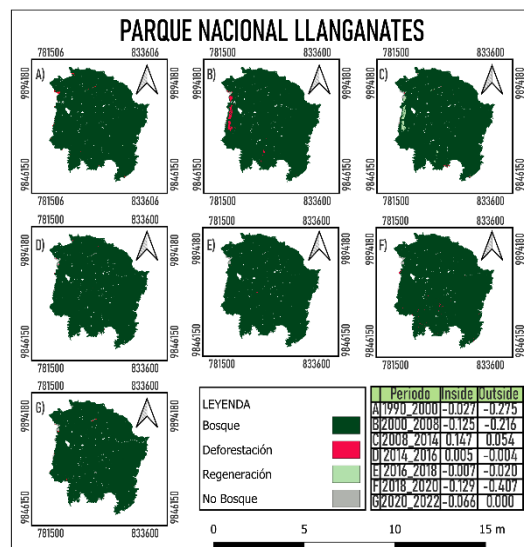
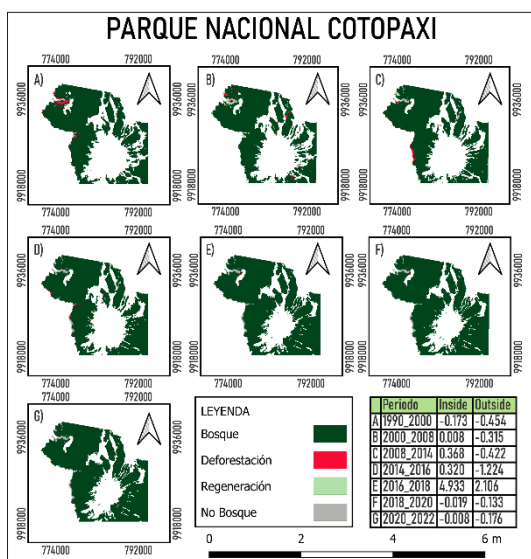
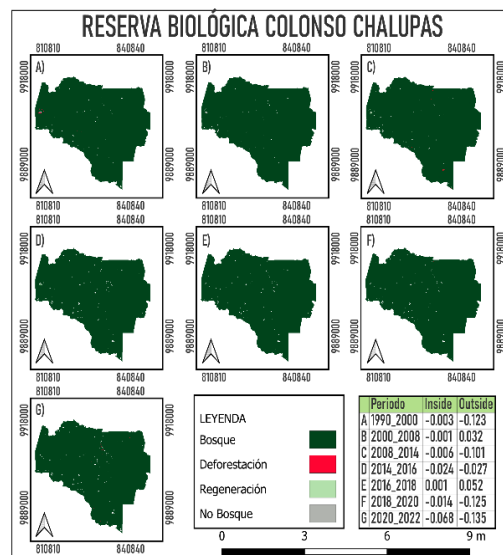
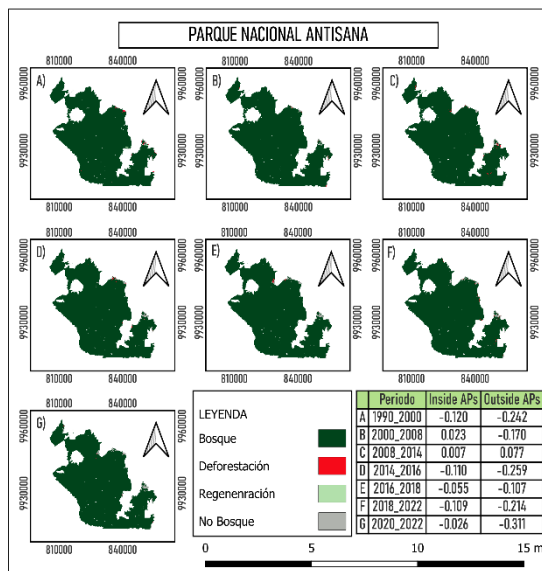
Anexo C. Resultados de emparejamiento de Variables: Comapración entre APs y Zonas de Amortiguamiento en la provincial de Napo (2008-2022).

Variable	Antes del Emparejamiento	Después del Emparejamiento
Pendiente		
Mean treatment	12.915	12.915
Mean control	17.854	13.134
Std mean diff	-46.16	-2.051
Mean raw eQQ diff	4.9486	0.29916
Med raw eQQ diff	5.205	0.27699
Max raw eQQ diff	28.395	5.9084
Mean eCDF diff	0.08151	0.0055089
Med eCDF diff	0.067067	0.0031013
Max eCDF diff	0.19279	0.040317
Var ratio (Tr/Co)	0.78014	1.0371
T-test p-value	< 2.22e-16	2.28E-08
KS Naive p-value	< 2.22e-16	0.017882
KS Statistic	0.19279	0.040317
Altitud		
Mean treatment	1564.4	1564.4
Mean control	1890.5	1578.2
Std mean diff	-27.298	-1.1594
Mean raw eQQ diff	326.23	23.191
Med raw eQQ diff	341	10
Max raw eQQ diff	722	101
Mean eCDF diff	0.078979	0.0064558
Med eCDF diff	0.088151	0.0051688
Max eCDF diff	0.13659	0.020675
Var ratio (Tr/Co)	0.82232	0.96369
T-test p-value	< 2.22e-16	7.65E-07
KS Naive p-value	< 2.22e-16	0.5645
KS Statistic	0.13659	0.020675
Distancia a carreteras secundarias		

Mean treatment	7886.2	7886.2
Mean control	13197	7939.7
Std mean diff	-63.072	-0.63549
Mean raw eQQ diff	5314.6	93.695
Med raw eQQ diff	6098.4	87.445
Max raw eQQ diff	11310	837.46
Mean eCDF diff	0.17713	0.0058254
Med eCDF diff	0.18371	0.0020675
Max eCDF diff	0.29408	0.044452
Var ratio (Tr/Co)	0.75371	1.0103
T-test p-value	< 2.22e-16	4.03E-05
KS Naive p-value	< 2.22e-16	0.0064662
KS Statistic	0.29408	0.044452
Distancia a ríos principales		
Mean treatment	7325.8	7325.8
Mean control	6520.8	7306.1
Std mean diff	8.5076	0.20815
Mean raw eQQ diff	1487.8	87.007
Med raw eQQ diff	663.7	52.464
Max raw eQQ diff	6608.6	1206.1
Mean eCDF diff	0.046858	0.0036252
Med eCDF diff	0.048945	0.0020675
Max eCDF diff	0.085393	0.035837
Var ratio (Tr/Co)	1.5533	1.0066
T-test p-value	8.01E-06	0.075117
KS Naive p-value	< 2.22e-16	0.048125
KS Statistic	0.085393	0.035837
Distancia a ríos secundarios		
Mean treatment	828.1	828.1
Mean control	709.44	823.89
Std mean diff	13.852	0.4913
Mean raw eQQ diff	121.65	8.4399

Med raw eQQ diff	55.544	5.5186
Max raw eQQ diff	1274.1	359.48
Mean eCDF diff	0.032367	0.0021236
Med eCDF diff	0.032115	0.0017229
Max eCDF diff	0.059296	0.013784
Var ratio (Tr/Co)	1.5038	1.0083
T-test p-value	4.30E-13	0.0011961
KS Naive p-value	1.20E-08	0.94564
KS Statistic	0.059296	0.013784
Distancia a carreteras principales		
Mean treatment	8552.6	8552.6
Mean control	15460	9379.1
Std mean diff	-87.483	-10.468
Mean raw eQQ diff	6912.2	911.87
Med raw eQQ diff	7052	607.28
Max raw eQQ diff	16242	7412.5
Mean eCDF diff	0.20941	0.032872
Med eCDF diff	0.23341	0.031358
Max eCDF diff	0.33171	0.067195
Var ratio (Tr/Co)	0.51483	0.94089
T-test p-value	< 2.22e-16	7.47E-12
KS Naive p-value	< 2.22e-16	4.08E-06
KS Statistic	0.33171	0.067195
Distancia a poblados		
Mean treatment	5627.7	5627.7
Mean control	10700	5911.6
Std mean diff	-125.13	-7.0027
Mean raw eQQ diff	5074	298.32
Med raw eQQ diff	4481.2	297.36
Max raw eQQ diff	10691	1677.5
Mean eCDF diff	0.22987	0.026148

Med eCDF diff	0.25801	0.024466
Max eCDF diff	0.3496	0.059614
Var ratio (Tr/Co)	0.35001	0.98514
T-test p-value	< 2.22e-16	5.99E-07
KS Naive p-value	< 2.22e-16	6.64E-05
KS Statistic	0.3496	0.059614



ANEXO D. Gráficas de patrones de deforestación de cada APs.