



Artículo original / Original article

## Análisis multitemporal de deforestación en la cuenca Chonta, sureste de la Amazonía peruana

## Multitemporal analysis of deforestation in the Chonta watershed, southeastern Peruvian Amazon

Rembrandt Canahuire-Robles <sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco, Cusco, Perú

Recibido: 14/03/2023

Aceptado: 12/04/2023

Publicado: 20/06/2023

\*Autor de correspondencia: 022007520@unsaac.edu.pe

**Resumen:** El estudio determinó la pérdida de bosques en la cuenca Chonta (Amazonía sur del Perú) entre 1984 y 2019 mediante clasificación supervisada de imágenes Landsat 5 TM y Landsat 8 OLI, diferenciando bosque y no bosque. Se evidenció una pérdida acumulada del 43 % de la cobertura boscosa original, equivalente a una tasa media anual de 1,23 %, con marcada aceleración desde el 2000. Este proceso incrementó la fragmentación del paisaje, redujo la conectividad ecológica y elevó la vulnerabilidad de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Los principales impulsores fueron la agricultura migratoria, la ganadería extensiva, la tala ilegal y la minería aurífera, intensificados por la mayor accesibilidad asociada a la carretera Interoceánica. Se advierte que, sin acciones urgentes, la cuenca podría cruzar umbrales críticos de degradación irreversible; por ello se recomienda educación ambiental y capacitación técnica a productores para promover sistemas agroforestales, agroecología y ordenamiento territorial, asegurando la conservación del hotspot.

**Palabras clave:** agricultura; bosque; cambio de cobertura; deforestación; teledetección

**Abstract:** The study quantified forest loss in the Chonta watershed (southern Peruvian Amazon) from 1984 to 2019 using supervised classification of Landsat 5 TM and Landsat 8 OLI satellite imagery to distinguish forest from non-forest areas. Results show a cumulative loss of 43% of the original forest cover, corresponding to an average annual rate of 1.23%, with a strong acceleration after 2000. This trend has intensified landscape fragmentation, reduced ecological connectivity, and increased the vulnerability of biodiversity and ecosystem services. The main drivers identified were shifting agriculture, extensive cattle ranching, illegal logging, and alluvial gold mining, all amplified by improved accessibility linked to the Interoceanic Highway. Without urgent interventions, the watershed may exceed critical thresholds of irreversible degradation; therefore, the study recommends environmental education and technical training for local producers to promote agroforestry systems, agroecology, and land-use planning to safeguard this Amazonian hotspot.

**Keywords:** agriculture; forest; cover change; deforestation; remote sensing

## 1. Introducción

En la región de Madre de Dios (Amazonía peruana), la deforestación antrópica se ha intensificado por la expansión agrícola, tala ilegal y minería aurífera artesanal, generando pérdida acelerada de hábitats, reducción de poblaciones de especies endémicas y amenazadas, y fragmentación del paisaje (Alarcón-Aguirre et al., 2021; Lapola et al., 2023). Esta fragmentación produce aislamiento de parches forestales, interrupción de la conectividad ecológica, aumento del riesgo de extinción local y alteración de procesos ecológicos clave.

La deforestación actual ha reducido considerablemente la extensión de los bosques amazónicos, creando un mosaico paisajístico entre los bosques, las actividades agrícolas y ganaderas (Chacón et al., 2007). Consecuentemente, los cambios socioeconómicos y ambientales vienen afectando las estructuras y los funcionamientos de los ecosistemas amazónicos, lo que afecta a la biodiversidad global (Ghanbari et al., 2021). Asimismo, las modificaciones o cambios de uso del suelo son causas de la degradación de hábitats, lo que evidencia un declive de la biodiversidad y la pérdida de los bosques a lo largo del tiempo (Gao et al., 2020; Ghanbari et al., 2021; Puerta & Iannacone, 2023; Pyngrope et al., 2021). Debido a esto, los bosques amazónicos han sido sustituidos por un mosaico de fragmentos remanentes, cultivos (papaya, cacao, pastizales), áreas degradadas y ganadería extensiva (Chacón et al., 2007; Ghanbari et al., 2021), lo que reduce la capacidad de secuestro de carbono y genera altas emisiones de carbono. Entre 1985 y 2020, la Amazonía perdió ~18 % de su cobertura original y el 38 % de los bosques remanentes están degradados (Gatti et al., 2021).

La cuenca Chonta (37498 ha), hotspot de biodiversidad con 937 especies arbóreas registradas (Baez et al., 2017), enfrenta deforestación impulsada principalmente por la ganadería extensiva, la agricultura migratoria y la minería ilegal, con una tasa media anual de 0,21 % (1 290 ha/año) (Alarcón-Aguirre et al., 2021; Csillik & Asner, 2020). Estos procesos generan erosión, contaminación por mercurio, conflictos socioambientales y migraciones que, paradójicamente, intensifican la presión sobre los bosques primarios (Armenteras & Rodríguez, 2014).

La pérdida de conectividad forestal por debajo del 40-60 % de cobertura remanente constituye un umbral crítico para el colapso de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Haddad et al., 2015). En Amazonía, mantener ≥80 % de bosque intacto es esencial para evitar puntos de inflexión irreversibles (Hilty et al., 2020; Lovejoy & Nobre, 2018).

La teledetección y los sistemas de información geográfica permiten monitorear y modelar con alta precisión los cambios en la cobertura del uso del suelo, incluso bajo nubosidad tropical (Chuvieco, 2023; Potapov et al., 2022). En Madre de Dios, la minería aurífera generó el 27,9 % (23881 ha) de la deforestación entre 2021 y 2022 (MAAP, 2023), resaltando la urgencia de monitoreo en tiempo real y estrategias integradas de manejo territorial para alcanzar cero deforestaciones netas y restaurar corredores ecológicos en áreas críticas (Alarcón-Aguirre et al., 2021; Lapola et al., 2023), como la cuenca Chonta.

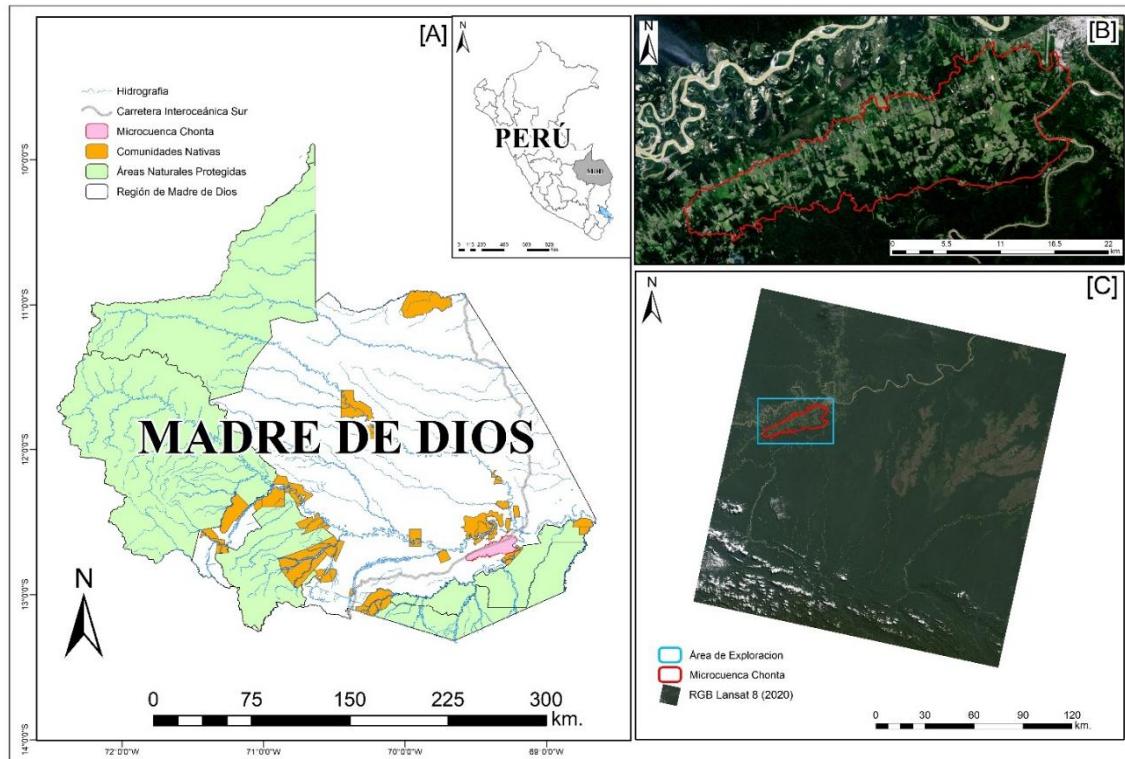
En este contexto se planteó el presente estudio. El objetivo del estudio fue analizar la dinámica temporal de la deforestación en la cuenca de Chonta.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio

La cuenca Chonta se localiza en el sureste del Perú, dentro de la región de Madre de Dios (Amazonía occidental), abarcando territorio de los distritos de Tambopata y Laberinto (provincia de Tambopata) y, en menor medida, del distrito de Inambari (provincia de Manu). La cuenca de estudio presenta una superficie total de 33 488,86 ha, un perímetro de 121,37 km y cotas altitudinales que oscilan entre 205 y 297 m s. n. m. Este reducido rango altitudinal, combinado con su ubicación en la llanura aluvial amazónica, confiere al área un relieve predominantemente plano a ligeramente ondulado, con suelos de origen aluvial y alta fertilidad en las terrazas bajas,

factores que han favorecido históricamente la ocupación humana y la conversión de bosques primarios a usos agropecuarios.



**Figura 1.** Mapa de ubicación del área de estudio. (A) Ubicación del departamento de Madre de Dios y de la cuenca Chonta, en el polígono rosado. (B) Perímetro de la cuenca Chonta, de color rojo, sobre el fondo de la imagen satelital de Landsat 8. (C) Imagen del satélite Landsat 8.

## 2.2. Clasificación de las imágenes de satélite

Para el análisis multitemporal de la cobertura boscosa en la cuenca Chonta se utilizaron imágenes Landsat descargadas del repositorio USGS EarthExplorer, seleccionadas por presentar cobertura nubosa inferior al 10 % y por corresponder preferentemente a la estación seca. Las escenas empleadas fueron: Landsat 5 TM del 23 de abril de 1984, 16 de julio de 1992, 28 de mayo de 2000 y 12 de junio de 2007; y Landsat 8 OLI/TIRS del 19 de agosto de 2013 y del 14 de septiembre de 2019.

El preprocessamiento se realizó en el software ENVI 5.6 (L3Harris Geospatial). Todas las imágenes fueron reproyectadas al sistema UTM, zona 19 Sur (datum WGS84), y corregidas geométricamente, utilizando como referencia las imágenes de Landsat 8 de nivel T1. Posteriormente, se realizó la corrección radiométrica para convertir los valores digitales en reflectancia de superficie (TOA). La corrección atmosférica se aplicó mediante el algoritmo FLAASH, empleando los modelos de atmósfera tropical y de aerosoles rurales, y ajustando la visibilidad promedio a 40 km según las condiciones de cada escena. Finalmente, se corrigieron los efectos de sombreado topográfico utilizando un modelo digital de elevación SRTM (misión de topografía radar del transbordador espacial) de 1 segundo de arco (~30 m).

La clasificación supervisada de las imágenes se orientó a la diferenciación binaria entre bosque y no bosque mediante el algoritmo de máxima verosimilitud. Las regiones de interés de entrenamiento y validación se generaron a partir de puntos de campo, imágenes históricas de muy alta resolución (Google Earth Pro) y fotografías aéreas del Proyecto Geobosques (MINAM). La separabilidad espectral de las clases se evaluó mediante la distancia de Jeffries-Matusita y la divergencia transformada, obteniéndose valores superiores a 1.9 en todas las fechas, lo que

garantizó una discriminación adecuada. La clasificación se realizó utilizando las bandas espectrales 2-7 tanto de Landsat 5 TM como de Landsat 8 OLI.

Una vez obtenidas las imágenes clasificadas, se aplicó un posprocesamiento para reducir el ruido de clasificación y mejorar la representación cartográfica. Este incluyó un filtro con ventana 3 m × 3 m, la eliminación de polígonos menores a 0,5 y la agrupación de píxeles adyacentes de la misma clase. La exactitud temática se evaluó mediante matrices de confusión con ROIs independientes, alcanzando precisiones globales superiores al 90 % y coeficientes kappa superiores a 0,85 en todas las fechas. Finalmente, las imágenes clasificadas se vectorizaron en ArcGIS Pro 3.0 para el cálculo de áreas, perímetros y tasas anuales de cambio de la cobertura boscosa durante el período 1984-2019.

### 2.3. Validación para la clasificación

La validación de las clasificaciones temáticas bosque/no bosque se realizó mediante la interpretación visual de imágenes satelitales de muy alta resolución (Google Earth Pro histórico, PlanetScope 3 m y fotografías aéreas del Proyecto Geobosques-MINAM). Para garantizar una distribución sistemática y representativa, se generó una malla regular de 338 puntos de control en el área total de la Cuenca Chonta (33488,86 ha) mediante la herramienta Create Fishnet de ArcGIS Pro 3.0, con un espaciamiento aproximado de 1 km. Cada punto fue caracterizado independientemente por fotointerpretadores expertos, asignando las categorías bosque o no bosque según criterios visuales de forma, textura, tono, color y contexto espacial (patrones de drenaje, bordes de parcelas agrícolas, sombras de dosel, etc.).

Los puntos de referencia se compararon directamente con las clasificaciones obtenidas de las imágenes Landsat preprocesadas. Esta comparación permitió ajustar las firmas espectrales y mejorar la separabilidad de las clases en las fechas en las que la automatización presentó mayor incertidumbre (principalmente en 1984 y 1992, debido a limitaciones del sensor TM). La concordancia interobservadores fue superior al 95 %.

La precisión temática global y la fiabilidad de cada clasificación se evaluaron mediante la matriz de confusión y el coeficiente Kappa de Cohen (Borràs et al., 2017; Landis & Koch, 1977). El índice Kappa mide el grado de acuerdo, corregido por la probabilidad de acuerdo al azar, y adopta valores entre -1 y +1, donde valores cercanos a +1 indican una concordancia casi perfecta. La interpretación cualitativa de los resultados siguió la escala propuesta por Landis y Koch (1977): < 0 (pobre), 0,01-0,20 (ligera), 0,21-0,40 (aceptable), 0,41-0,60 (moderada), 0,61-0,80 (considerable) y 0,81-1,00 (casi perfecta). En el presente estudio, todas las fechas alcanzaron valores de Kappa  $\geq 0,85$ , clasificándose como “casi perfecta” y cumpliendo ampliamente con los estándares recomendados para estudios de cambio de cobertura en regiones tropicales (Foody, 2020; Olofsson et al., 2014).

**Tabla 1.** Valoración del coeficiente kappa

Coeficiente Kappa	Fuerza de la Concordancia
0,81 - 1,00	Casi perfecta (Almost perfect)
0,61 - 0,80	Considerable (Substantial)
0,41 - 0,60	Moderada (Moderate)
0,21 - 0,40	Aceptable (Fair)
0,01 - 0,20	Leve (Slight)
0,00	Pobre (Poor)

Fuente: (Landis y Koch, 1977)

## 2.4. Análisis de datos

El análisis de los cambios en la cobertura del suelo se realizó mediante comparación post-clasificación de las seis imágenes procesadas (1984, 1992, 2000, 2007, 2013 y 2019), siguiendo las recomendaciones de la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FAO, 2020) de emplear intervalos mínimos de cinco años para garantizar la detección fiable de tendencias en la dinámica forestal y reducir el efecto de variaciones interanuales de origen climático o fenológico.

Se generaron gráficos descriptivos para mostrar los cambios en el tiempo de las áreas de bosque y de deforestación durante el periodo 1984-2019. Para esto se utilizaron Microsoft Excel y SigmaPlot 14. Los mapas temáticos de cobertura boscosa y de cambio multitemporal (ganancia/pérdida de bosque por período) se elaboraron en ArcGIS Pro 3.0 (Esri©), empleando una simbología estandarizada que facilita la interpretación visual de la dinámica espacial de la deforestación y la fragmentación del paisaje a lo largo de los 35 años analizados.

## 3. Resultados y discusión

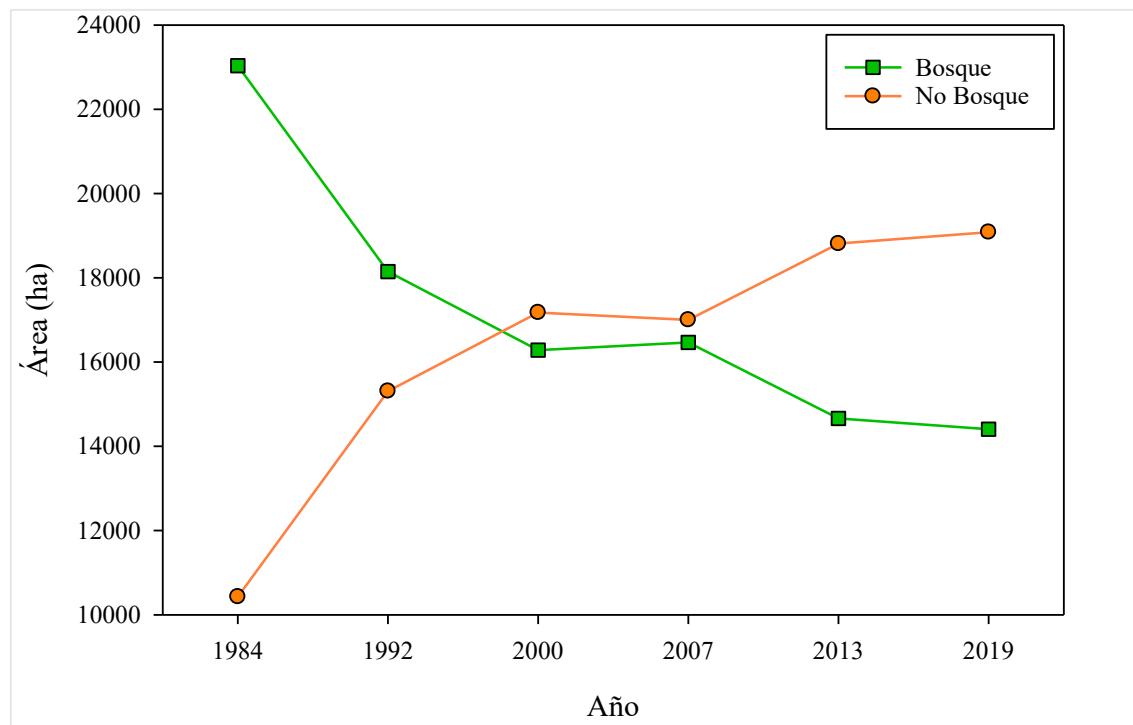
La evaluación de la precisión temática mediante el índice Kappa mostró valores entre 0.80 y 0.943, lo que, según la escala de Landis y Koch (1977), indica una concordancia de considerable a casi perfecta. Estos resultados validan la alta calidad de las clasificaciones supervisadas realizadas y garantizan la fiabilidad de los mapas temáticos generados para el análisis multitemporal de la cobertura boscosa (Pellicer et al., 2017).

Los resultados revelan una clara y sostenida pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019 (Figura 2). En 1984, el bosque ocupaba el 69 % de la superficie de la cuenca frente al 31 % de áreas no boscosas, registrándose la mayor diferencia positiva de toda la serie (38 puntos porcentuales). En 1992, esta diferencia se redujo drásticamente a tan solo 8 puntos, lo que reflejó un rápido incremento de la deforestación. Entre 1992 y 2000 se produjo la inversión de la dominancia: en 2000 la diferencia fue de apenas 2 puntos, manteniéndose prácticamente constante hasta 2007.

A partir del período 2007-2013, las áreas no boscosas comenzaron a predominar de forma significativa, alcanzando en 2013 una diferencia de 12 puntos porcentuales a su favor (56 % del área total). Finalmente, entre 2013 y 2019 se registró un ligero aumento adicional de la deforestación (1 punto porcentual), consolidándose en 2019 una diferencia de 14 puntos porcentuales, con una clara predominancia de las áreas con presión antrópica (Figura 2).

Esta trayectoria confirma una tendencia acelerada y sostenida de pérdida de bosques primarios en la Cuenca Chonta durante 35 años, consistente con los patrones observados a escala departamental y regional en Madre de Dios (Alarcón-Aguirre et al., 2021). La inversión de la dominancia bosque/no bosque entre 2000 y 2013 coincide con el período de mayor expansión de la minería aurífera ilegal y la intensificación de la agricultura migratoria tras la culminación de la carretera Interoceánica (Dourojeanni, 2022). La ligera desaceleración observada después de 2013 puede atribuirse a los operativos de interdicción implementados por el Estado peruano y a la caída del precio internacional del oro entre 2013 y 2016, aunque no ha sido suficiente para detener la presión antrópica ni para iniciar una recuperación significativa del bosque.

En síntesis, la Cuenca Chonta ha pasado de ser un territorio predominantemente boscoso a un paisaje profundamente transformado en apenas tres décadas y media. Este proceso la convierte en un hotspot crítico de deforestación en la Amazonía peruana, subrayando la necesidad urgente de fortalecer las estrategias de gobernanza territorial, de restauración ecológica y de promoción de actividades productivas sostenibles.



**Figura 2.** Cambio en las áreas de bosque y no bosque que fueron resultados de la clasificación basada en objetos, donde refleja la dinámica del uso de los suelos de la cuenca Chonta

La **!Error! No se encuentra el origen de la referencia.** ilustra la deforestación acumulada y por períodos a lo largo de los 35 años analizados (1984-2019), lo que evidencia una dinámica de pérdida boscosa sostenida y prácticamente lineal. Esta tendencia ascendente constante refleja la presión antrópica continua sobre la Cuenca Chonta y confirma que la pérdida de vegetación arbórea y la fragmentación del paisaje han sido procesos progresivos e ininterrumpidos.

En total, entre 1984 y 2019, la cuenca perdió el 26 % de su cobertura boscosa original, lo que equivale a una tasa media anual de deforestación del 0,74 %. Este porcentaje, aunque aparentemente moderado en términos absolutos, resulta particularmente crítico si se considera la pequeña superficie de la cuenca (33 488 ha) y su ubicación en una zona de alta biodiversidad amazónica. Además, la distribución temporal de la pérdida no ha sido uniforme: los períodos de mayor intensidad de deforestación coinciden con la construcción y consolidación de la carretera Interoceánica (2005-2012) y con el auge del precio del oro (2008-2013), tal como se ha documentado a lo largo de todo el corredor Puerto Maldonado-Inambari (Alarcón-Aguirre et al., 2021; Dourjeanni, 2022).

La linealidad observada en la tendencia de pérdida boscosa, combinada con la creciente fragmentación del paisaje (Figura 3), incrementa la vulnerabilidad ecológica de la cuenca al reducir la conectividad entre parches remanentes de bosque y exponerlos a efectos de borde más intensos (Haddad et al., 2015). Este patrón refuerza la necesidad de implementar de manera urgente medidas de conservación activa y de ordenamiento territorial que frenen la expansión de las fronteras agropecuarias y mineras en esta subcuenca estratégica de la Amazonía peruana.

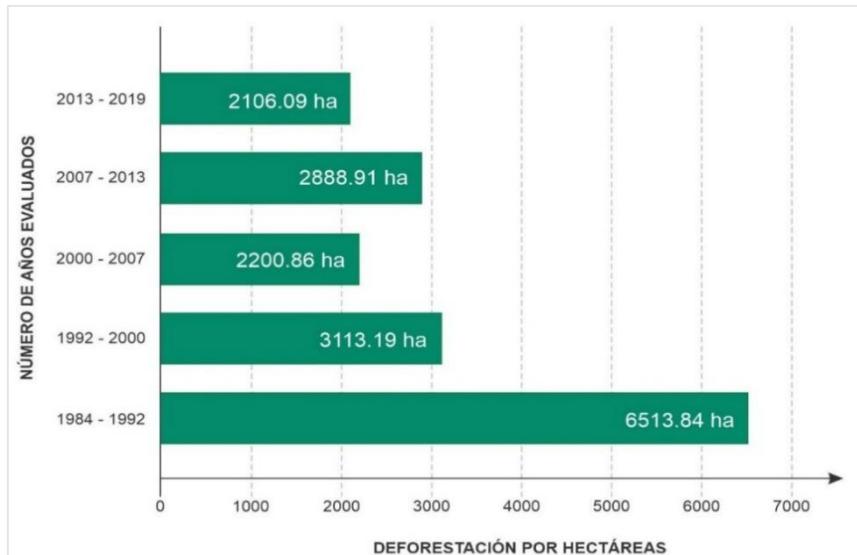


Figura 3. Evolución de la deforestación, entre los años 1984 y 2019

La **!Error! No se encuentra el origen de la referencia.** presenta un ejemplo representativo de la dinámica multitemporal de la fragmentación en una zona central de la cuenca Chonta. En 1984, el área estaba cubierta por un único fragmento continuo de bosque primario. Para 1992, dicho fragmento ya se había dividido en dos parches debido a los primeros procesos de apertura de caminos y de agricultura migratoria. Hacia el año 2000, la fragmentación se intensificó, generando tres parches claramente diferenciados: dos pequeños y uno grande que, a su vez, mostraba una pérdida considerable de cobertura en su zona central, lo que evidencia la formación de claros internos y el efecto de borde.

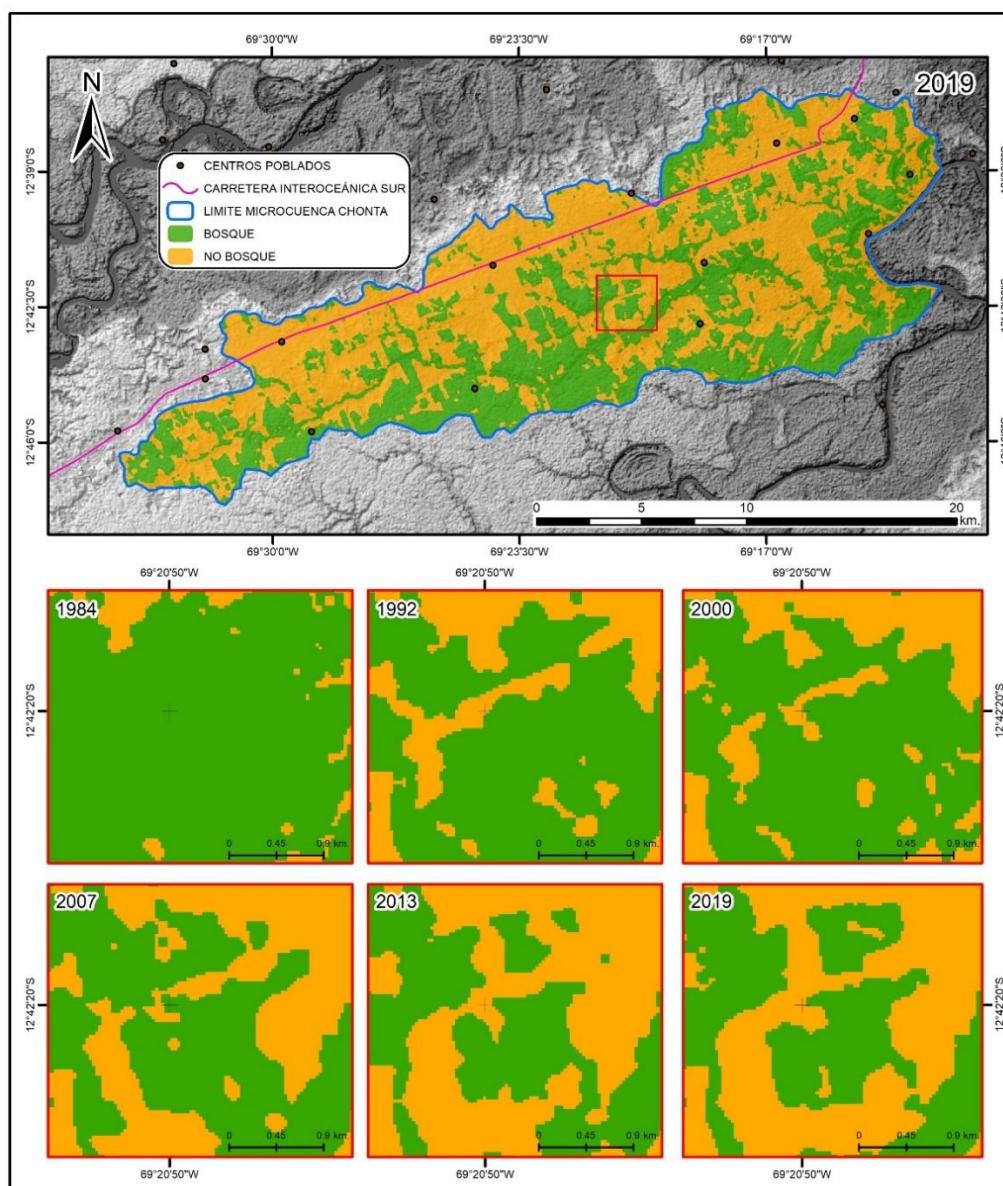
En 2019, aunque se observa una aparente unión de algunos parches menores (formando cuatro polígonos principales), esta configuración no implica una recuperación alguna. Por el contrario, la superficie total de bosque en la subzona es significativamente menor que en las fechas anteriores, y la coalescencia observada se debe únicamente al crecimiento lateral de la vegetación secundaria sobre áreas previamente abandonadas, mientras la pérdida neta de bosque primario continúa (Figura 4). Este patrón es típico de los paisajes amazónicos bajo presión antrópica, donde la aparente “reconexión” de parches suele corresponder a una regeneración secundaria de baja calidad estructural y funcional, incapaz de sustituir los servicios ecosistémicos del bosque primario (Jakovac et al., 2021; Nunes et al., 2022).

La evolución mostrada en la Figura 4 ilustra perfectamente el proceso de fragmentación progresiva que ha experimentado la Cuenca Chonta: transición de un paisaje continuo a uno dominado por parches aislados, aumento de la longitud de borde y reducción drástica de los núcleos de bosque interior. Estos cambios incrementan la vulnerabilidad de las especies forestales especializadas, facilitan la invasión de especies pioneras y exóticas, y comprometen la capacidad del ecosistema para mantener procesos clave como el almacenamiento de carbono y la regulación hídrica (Haddad et al., 2015; Lapola et al., 2023).

Los resultados obtenidos en la Cuenca Chonta son coherentes con la tendencia general de pérdida de cobertura boscosa documentada en la región de Madre de Dios y en la Amazonía suroriental peruana, aunque las tasas y magnitudes absolutas varían según la escala espacial y los drivers predominantes en cada área de estudio.

Alarcón et al. (2016) reportaron una deforestación de 55 426 ha entre 1999 y 2013 en un área de 1 512 760 ha (todo el corredor vial Interoceánico en Madre de Dios), lo que representa una tasa media anual de  $3.695 \text{ ha año}^{-1}$ . Aunque el valor absoluto es mucho mayor que el registrado en la cuenca Chonta, la tendencia temporal y los principales drivers (agricultura migratoria y minería)

son similares. Cabanillas et al. (2018), al evaluar específicamente la deforestación inducida por minería aurífera en la Amazonía suroriental peruana entre 1985 y 2017, cuantificaron 95 750 ha deforestadas en 32 años (tasa media de  $\approx 2\ 992$  ha año $^{-1}$ ). En el año 2013, año común a ambos estudios, estos autores registraron 6 677 ha deforestadas por minería en toda la región, mientras que en la Cuenca Chonta se perdieron 18 809 ha de bosque (independientemente del driver). Esta diferencia de 12 132 ha resalta la intensidad de la deforestación en la Cuenca Chonta durante ese período, a pesar de su menor extensión superficial, y sugiere la concurrencia de múltiples presiones antrópicas (minería, agricultura y ganadería) en un espacio reducido y altamente accesible. Por su parte, Rosales (2008) documentó 8 880 ha deforestadas entre 2000 y 2006 en el distrito de Santa Rosa ( $\approx 2\ 000$  ha de área potencial forestal evaluada), lo que equivale a una pérdida media de 1 480 ha año $^{-1}$  en seis años. En el período comparable 2000-2007, la Cuenca Chonta registró solo 175 ha deforestadas en siete años, lo que refleja una presión significativamente menor en los primeros años del siglo en esta subcuenca específica, antes del auge combinado de la minería y de la ampliación de la frontera agrícola tras la construcción de la carretera interoceánica.



**Figura 4.** Ejemplo de la dinámica temporal de la deforestación y la fragmentación del paisaje en un sector central de la cuenca Chonta

En conjunto, estos estudios confirman que Madre de Dios ha mantenido una dinámica sostenida de pérdida boscosa, con promedios cercanos a 1 500 ha año en períodos como 1990-2005, y con una marcada intensificación desde mediados de los 2000, alcanzando en algunos años valores mayores a 10 000 ha año, según el periodo, el driver analizado y la escala de evaluación (Alarcon Aguirre et al., 2020; Caballero Espejo et al., 2018; Swenson et al., 2011).

Por otro lado, los hallazgos de Salas (2016) en el distrito de Florida (departamento de Amazonas) constituyen un punto de referencia interesante para contextualizar la intensidad de la deforestación en la cuenca Chonta. En dicho estudio, realizado en un área de 22240,5 ha, se documentó una pérdida de 3018,54 ha de bosque entre 1987 y 2000 (18,65 % de la cobertura inicial de 16186,36 ha). En el mismo lapso temporal aproximado (1984-2000), la Cuenca Chonta perdió 6 751,75 ha, equivalentes al 29,31 % de su cobertura boscosa inicial de 23 033,99 ha. A pesar de que la superficie inicial de Chonta fue solo 6 847,63 ha mayor que la de Florida, la pérdida relativa fue 11 % mayor, lo que evidencia una presión de deforestación significativamente más intensa en la zona de Madre de Dios durante ese período. Al comparar el siguiente intervalo (2000-2013), la diferencia se acentúa aún más: mientras que Salas (2016) reporta tasas moderadas de pérdida en Amazonas, la Cuenca Chonta registró una deforestación 8,02 % mayor en términos relativos. Estos contrastes reflejan las marcadas diferencias regionales dentro de la Amazonía peruana: Madre de Dios, y particularmente corredores viales como el que atraviesa la cuenca Chonta, ha experimentado una dinámica de cambio mucho más acelerada que otras zonas amazónicas norteñas, impulsada principalmente por la minería aurífera ilegal, la ampliación de la frontera agrícola tras la carretera Interoceánica y la ganadería extensiva (Alarcón-Aguirre et al., 2021; Dourojeanni, 2022).

En síntesis, aunque la deforestación constituye una amenaza generalizada en la Amazonía peruana, los resultados del presente estudio y su comparación con trabajos en Amazonas (Salas, 2016) y en la propia Madre de Dios (Alarcón-Aguirre et al., 2016; Cabanillas et al., 2018) confirman que la Cuenca Chonta se encuentra entre las áreas más críticas del país, con tasas relativas de pérdida boscosa que superan consistentemente a las registradas en otros contextos amazónicos durante períodos equivalentes.

#### 4. Conclusiones

La cuenca Chonta (Madre de Dios, Perú) perdió el 43 % de su cobertura boscosa entre 1984 y 2019, con una tasa media anual de deforestación del 1,4 %. La dinámica mostró una aceleración significativa a partir del año 2000, alcanzando su máximo entre 2007 y 2013, impulsada principalmente por la minería aurífera ilegal, la agricultura migratoria y la ganadería extensiva, favorecidas por la mejora de la accesibilidad vial tras la construcción de la carretera Interoceánica. Aunque se observó una ligera desaceleración en el último período (2013-2019), atribuible a operativos de interdicción y a la caída del precio del oro, la tendencia general permanece negativa. La fragmentación progresiva del paisaje y la sustitución de bosque primario por vegetación secundaria de baja calidad estructural comprometen la conectividad ecológica y los servicios ecosistémicos del área. En comparación con otras zonas de la Amazonía peruana, la Cuenca Chonta presenta tasas relativas de deforestación superiores, lo que la consolida como un hotspot crítico dentro de Madre de Dios. Los resultados evidencian la urgencia de implementar estrategias integradas de ordenamiento territorial, restauración de corredores ecológicos y promoción de sistemas productivos sostenibles para evitar la superación de umbrales irreversibles de degradación ecosistémica en las próximas décadas.

#### Financiamiento

Se agradece a la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios el financiamiento del presente estudio (Resolución N.º 245-2019-UNAMAD-VRI).

## Conflicto de intereses

El autor declara que no existen conflictos de interés en relación con su trabajo.

## Contribución de autores

C-R, R.: Conceptualización, análisis formal, metodología, software, validación, escritura y preparación del borrador original.

## Referencias bibliográficas

- Alarcón-Aguirre, G., Canahuire Robles, R. R., Guevara Duarez, F. M., Rodríguez Achata, L., Gallegos Chacón, L. E., & Garate-Quispe, J. (2021). Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonía peruana: un estudio de caso en Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 2175-2175. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcon Aguirre, G., Zevallos Pollito, P. A., Quispe Herrera, R., Ramos Enciso, D., & Garate-Quispe, J. S. (2020). Conservation value of a forest in the southeast of the Peruvian Amazon: The case of Madre de Dios. *Ecosistemas*, 29(3). <https://doi.org/10.7818/ECOS.1947>
- Alarcón, G., Díaz, J., Vela, M., García, M., & Gutiérrez, J. (2016). Deforestación en el sureste de la amazonía del Perú entre los años 1999 - 2013; caso Regional de Madre de Dios (Puerto Maldonado - Inambari). *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 18(3), 319-330. <https://doi.org/10.18271/ria.2016.221>
- Armenteras, D., & Rodríguez, N. (2014). Dinámicas y causas de deforestación en bosques de latino américa: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal*, 17(2), 233. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>
- Baez, S., Dueñas, H., Mamani, J., & Garate, J. (2017). *Flora y vegetación de la Microcuenca Chonta , distrito Tambopata y Laberinto , Departamento de Madre de Dios – Perú* . 1, 1-5.
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección*, 48, 55. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>
- Caballero Espejo, J., Messinger, M., Román-Dañobeytia, F., Ascorra, C., Fernandez, L., & Silman, M. (2018). Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sensing*, 10(12), 1903. <https://doi.org/10.3390/rs10121903>
- Chacón, M., Harvey, C. A., & Delgado, D. (2007). Diversidad arbórea y almacenamiento de carbono en un paisaje fragmentado del bosque húmedo de la zona atlántica de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, 51-52(51), 19-32.
- Chuvieco, S. E. (2023). *Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el Espacio*. Digital Reasons SC.
- Csillik, O., & Asner, G. P. (2020). Aboveground carbon emissions from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 15(1), 014006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab639c>
- Dourojeanni, M. (2022). ¿Es posible detener la deforestación en la Amazonía peruana? In A. Castro & M. I. Merino Gómez (Eds.), *Desafíos y perspectivas de la situación ambiental en el Perú: en el marco de la conmemoración de los 200 años de vida republicana* (pp. 248-284). Pontificia Universidad Católica del Perú. <https://doi.org/10.18800/978-9972-674-30-3>
- FAO. (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales: Términos y Definiciones FRA 2020* (Issue 188).

- Foody, G. M. (2020). Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111630. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111630>
- Gao, Y., Zhao, T., & Zhao, Y. (2020). Analysis and Research on the Change of Landscape Ecological Pattern in the Surrounding Area of Guishan in Yuyao City. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 513, 012018. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/513/1/012018>
- Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H. L. G., Tejada, G., Aragão, L. E. O. C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A. H., Corrêa, S. M., Anderson, L., Von Randow, C., Correia, C. S. C., Crispim, S. P., & Neves, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, 595(7867), 388–393. <https://doi.org/10.1038/S41586-021-03629-6>;SUBJMETA
- Ghanbari, S., Sefidi, K., Kern, C. C., & Álvarez-Álvarez, P. (2021). Population Structure and Regeneration Status of Woody Plants in Relation to the Human Interventions, Arasbaran Biosphere Reserve, Iran. *Forests*, 12(2), 191. <https://doi.org/10.3390/f12020191>
- 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>
- Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B. J., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittcock, J., White, J. W., Theobald, D. M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J. E. M., Ament, R., & Tabor, G. M. (2020). Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. *Guidelines for Conserving Connectivity through Ecological Networks and Corridors*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.EN>
- Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., & Bongers, F. (2021). The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*, 96(4), 1114–1134. <https://doi.org/10.1111/brv.12694>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159–174.
- Lapola, D. M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L. E. O. C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H. M., Seixas, H., Silva, C. V. J., Silva, C. H. L., Alencar, A. A. C., Anderson, L. O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M. H., Faria, B. L., ... Walker, W. S. (2023). The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science*, 379(6630). <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABP8622>
- Lovejoy, T. E., & Nobre, C. (2018). Amazon tipping point. *Science Advances*, 4(2). <https://doi.org/10.1126/SCIADV.AAT2340>;JOURNAL:JOURNAL:SCIADV;WEBSITE:WEBSITE:AAAS-SITE;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:SCIADV;WGROUP:STRING:PUBLICATI
- MAAP. (2023). *MAAP #185: Deforestación por Minería de Oro en la Amazonía Peruana Sur: Actualización 2021-2022*.
- Nunes, C. A., Berenguer, E., França, F., Ferreira, J., Lees, A. C., Louzada, J., Sayer, E. J., Solar, R., Smith, C. C., Aragão, L. E. O. C., Braga, D. de L., de Camargo, P. B., Cerri, C. E. P., de Oliveira, R. C., Durigan, M., Moura, N., Oliveira, V. H. F., Ribas, C., Vaz-de-Mello, F., ... Barlow, J. (2022). Linking land-use and land-cover transitions to their ecological impact in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(27). <https://doi.org/10.1073/pnas.2202310119>

- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Pellicer, S., Alcón, M., Morán, T., & Fernández-Landa, J. A. (2017). ForestCO2: Monitorización de sumideros de carbono en masas de *Pinus halepensis* en la Región de Murcia. November, 27–30.
- Potapov, P., Hansen, M. C., Pickens, A., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Turubanova, S., Zalles, V., Li, X., Khan, A., Stolle, F., Harris, N., Song, X.-P., Baggett, A., Kommareddy, I., & Kommareddy, A. (2022). The Global 2000-2020 Land Cover and Land Use Change Dataset Derived From the Landsat Archive: First Results. *Frontiers in Remote Sensing*, 3, 856903. <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.856903>
- Puerta, R., & Iannacone, J. (2023). Analysis of forest cover in Parque Nacional Tingo María (Peru) using the random forest algorithm. *Scientia Agropecuaria*, 14(3), 291–300. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2023.025>
- Pyngrope, O. R., Kumar, M., Pebam, R., Singh, S. K., Kundu, A., & Lal, D. (2021). Investigating forest fragmentation through earth observation datasets and metric analysis in the tropical rainforest area. *SN Applied Sciences*, 3(7), 705. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04683-5>
- Rosales, R. (2008). *Potencial forestal y deforestación en márgenes de la carretera El Castañal-Santa Rosa de Tambopata*. Universidad de Piura.
- Salas, R., Barboza, E., & Oliva, M. (2016). *Dinámica multitemporal de índices de deforestación en el distrito de Florida, departamento de Amazonas, Perú*. June. <https://doi.org/10.25127/indes.201401.00>
- Swenson, J. J., Carter, C. E., Domec, J.-C., & Delgado, C. I. (2011). Gold Mining in the Peruvian Amazon: Global Prices, Deforestation, and Mercury Imports. *PLoS ONE*, 6(4), e18875. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018875>
- Vinet, L., & Zhedanov, A. (2011). A 'missing' family of classical orthogonal polynomials. *Journal of Physics A: Mathematical and Theoretical*, 44(8), 085201. <https://doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201>