



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO  
ESCUELA DE POSGRADO**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS MENCIÓN  
ECOLOGÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL**

**TESIS**

**ANÁLISIS MULTI-TEMPORAL DE LA FRAGMENTACIÓN  
DE BOSQUES EN LA CUENCA DE CHONTA,  
TAMBOPATA – MADRE DE DIOS**

**PARA OPTAR AL GRADO ACADÉMICO DE MAESTRO EN  
CIENCIAS MENCIÓN ECOLOGÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL**

**AUTOR:**

Br. REMBRANDT RAMIRO CANAHUIRE  
ROBLES

**ASESOR:**

Dr. GABRIEL ALARCÓN AGUIRRE

**CODIGO ORCID:** <https://orcid.org/0000-0003-0816-9911>

**CO-ASESOR:**

M.Sc. JORGE SANTIAGO GARATE QUISPE

**CODIGO ORCID:** <https://orcid.org/0000-0002-7494-2274>

**CUSCO – PERÚ**

**2024**

## INFORME DE ORIGINALIDAD

(Aprobado por Resolución Nro.CU-303-2020-UNSAAC)

El que suscribe, Asesor del trabajo de investigación/tesis titulada: ANALISIS  
MULTI-TEMPORAL DE LA FRAGMENTACION DE BOSQUES EN  
LA CUENCA DE CHONTA, TAMBOPATA - MADRE DE DIOS

presentado por: Rembrandt Ramiro Canahuire Robles con DNI Nro.: 43928531 presentado  
por: ..... con DNI Nro.: ..... para optar el  
título profesional/grado académico de MAESTRO EN CIENCIAS  
MENCION ECOLOGIA Y GESTION AMBIENTAL

Informo que el trabajo de investigación ha sido sometido a revisión por 2 veces, mediante el  
Software Antiplagio, conforme al Art. 6° del **Reglamento para Uso de Sistema Antiplagio de la**  
**UNSAAC** y de la evaluación de originalidad se tiene un porcentaje de 4 %.

Evaluación y acciones del reporte de coincidencia para trabajos de investigación conducentes a grado académico o  
título profesional, tesis

Porcentaje	Evaluación y Acciones	Marque con una (X)
Del 1 al 10%	No se considera plagio.	X
Del 11 al 30 %	Devolver al usuario para las correcciones.	
Mayor a 31%	El responsable de la revisión del documento emite un informe al inmediato jerárquico, quien a su vez eleva el informe a la autoridad académica para que tome las acciones correspondientes. Sin perjuicio de las sanciones administrativas que correspondan de acuerdo a Ley.	

Por tanto, en mi condición de asesor, firmo el presente informe en señal de conformidad y **adjunto** la primera página del reporte del Sistema Antiplagio.

Cusco, 11 de SETIEMBRE de 2024



Firma

Post firma... Dr. GABRIEL ALARCON AGUIRRE

Nro. de DNI... 27749712

ORCID del Asesor... https://orcid.org/0000-0003-9816-9911

Se adjunta:

1. Reporte generado por el Sistema Antiplagio.
2. Enlace del Reporte Generado por el Sistema Antiplagio: oid: 27259:380227873

NOMBRE DEL TRABAJO

**Tesis de Maestría**

AUTOR

**Rembrandt Canahuire Robles**

RECuento DE PALABRAS

**39498 Words**

RECuento DE CARACTERES

**218592 Characters**

RECuento DE PÁGINAS

**145 Pages**

TAMAÑO DEL ARCHIVO

**8.2MB**

FECHA DE ENTREGA

**Sep 10, 2024 6:14 PM GMT-5**

FECHA DEL INFORME

**Sep 10, 2024 6:16 PM GMT-5****● 4% de similitud general**

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 4% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 2% Base de datos de trabajos entregados
- 1% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

**● Excluir del Reporte de Similitud**

- Material bibliográfico
- Coincidencia baja (menos de 15 palabras)

## Dedicatoria

Dedico esta obra a mi familia, esencia de mi ser y refugio en cada tormenta. A ti, Susi Milena Amanqui Quispe, compañera de mi alma, cuyas manos entrelazadas a las mías han tejido el camino de nuestras vidas con amor inquebrantable. Y a ti, Rembrandt Leonardo Canahuire Amanqui, nuestro hijo, faro de esperanza y pureza, cuyas risas llenan de luz cada rincón de mis días y me impulsan a elevarme más allá de lo imaginable. A ustedes, que son mi poema y mi razón de existir, dedico cada logro y cada sueño alcanzado.

## Agradecimiento

Con el más profundo respeto y gratitud, agradezco a mi madre, Delia Robles Condori, por ser el pilar inquebrantable en mi vida. Su amor incondicional, su dedicación incansable y su sacrificio silencioso han forjado en mí la fuerza para enfrentar cada desafío y el valor para seguir soñando. A usted, madre, le debo todo. Al Dr. Gabriel Alarcón Aguirre, cuya sabiduría ha sido una brújula que ha guiado cada paso de esta investigación, y al M.Ssc. Jorge Santiago Garate Quispe, por su apoyo constante, su paciencia y sus valiosas enseñanzas, les expreso mi más sincera gratitud. Su dedicación no solo ha nutrido mi crecimiento académico, sino que ha dejado una marca indeleble en mi vida. A cada uno de ustedes, les dedico este logro, que es tanto suyo como mío, con la más profunda humildad y respeto.

## ÍNDICE GENERAL

<b>RESUMEN</b> .....	I
<b>ABSTRACT</b> .....	II
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	III
<b>I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b> .....	1
1.1. Situación problemática.....	1
1.2. Formulación del problema .....	2
1.2.1. Problema general .....	2
1.2.2. Problema específico .....	2
1.3. Justificación de la investigación .....	3
1.4. Objetivo de la investigación .....	5
1.4.1. Objetivo general .....	5
1.4.2. Objetivos específicos.....	5
<b>II. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL</b> .....	6
2.1. Bases teóricas .....	6
2.1.1. Bosque .....	6
2.1.2. Pérdida de bosques.....	6
2.1.3. Cuenca Hidrográfica.....	6
2.1.4. Uso del suelo.....	7
2.1.5. Fragmentación.....	7
2.1.6. Urbanización .....	7
2.1.7. Deforestación .....	7
2.1.8. Infraestructura .....	7
2.1.9. Aislamiento.....	8
2.1.10. Corredores ecológicos .....	8

2.1.11. Análisis multitemporal.....	8
2.1.12. Uso del suelo.....	8
2.1.13. Teledetección.....	8
2.1.14. Imágenes satelitales.....	9
2.1.15. Sistemas de Información Geográfica (SIG).....	9
2.1.16. Pérdida y fragmentación de hábitat.....	9
2.1.17. Los procesos de cambio espacial y fragmentación del hábitat.....	10
2.1.18. Fragmentación de bosques por factores antrópicos.....	10
2.1.19. Fragmentación de bosques por la naturaleza.....	10
2.1.20. Fragmentación del paisaje agrícola.....	10
2.1.21. La fragmentación a lo largo del tiempo.....	11
2.1.22. La fragmentación de los bosques puede tener consecuencias tanto negativas como positivas.....	11
2.1.23. Los paisajes.....	12
2.1.24. Ecología del paisaje.....	12
2.1.25. Heterogeneidad del paisaje.....	12
2.1.26. Transformación del paisaje.....	13
2.1.27. La composición y configuración espacial del paisaje.....	13
2.1.28. Conectividad del paisaje.....	14
2.1.29. La reducción en el tamaño de los parches.....	14
2.1.30. Aislamiento entre los parches.....	14
2.1.31. El efecto borde en los parches.....	15
2.1.32. Conectividad espacial y conectividad funcional.....	15
2.1.33. La pérdida de hábitat y la pérdida de hábitat con fragmentación son dos conceptos relacionados pero distintos.....	15
2.2. Marco conceptual.....	16

2.2.1. El Amazonas .....	16
2.2.2. Región de Madre de Dios .....	16
2.2.3. Cuenca Chonta.....	17
2.2.1. Análisis multitemporal.....	18
2.2.2. Métricas de paisaje.....	18
2.2.1. Detección del cambio de la superficie del suelo .....	21
2.2.2. Principios Físicos de la Teledetección .....	21
2.2.3. Las imágenes de teledetección en la actualidad.....	21
2.2.4. los tres satélites que se utilizaron en el estudio .....	22
2.2.5. Procesamiento de imágenes de satélite .....	23
2.3. Antecedentes empíricos de la investigación .....	25
2.3.1. Antecedentes internacionales.....	25
2.3.2. Antecedentes Nacionales .....	31
2.3.3. Antecedentes Regionales o Locales.....	31
III. HIPÓTESIS Y VARIABLES.....	33
3.1. Hipótesis.....	33
3.1.1. Hipótesis general ( $H_1$ ).....	33
3.1.2. Hipótesis específica.....	34
3.2. Identificación de variables e indicadores.....	34
3.3. Operacionalización de variables .....	36
IV. METODOLOGÍA.....	38
4.1. Ámbito de estudio: Localización política y geográfica .....	38
4.2. Tipo y nivel de investigación .....	40
4.3. Unidad de análisis .....	41
4.4. Técnicas de recolección de información .....	42



4.5. Técnicas de análisis e interpretación de la información .....	44
4.5.1. Delimitación de la cuenca Chonta .....	45
4.5.1.1. Archivos utilizados para la delimitación de la cuenca Chonta .....	45
4.5.1.2. Delimitación de la cuenca hidrográfica .....	46
4.5.1.3. Herramientas de ArcMap, que se utilizaron para la delimitación de la cuenca Chonta .....	46
4.5.2. Clasificación de las imágenes de satélite.....	48
4.5.2.1. Archivos utilizados (imágenes de satélite) .....	48
4.5.2.2. Pre – procesamiento de las imágenes.....	48
4.5.2.3. Procesamiento de la clasificación digital .....	49
4.5.2.4. Post-procesamiento de la clasificación .....	49
4.5.2.5. Reconocimiento y validación de las imágenes .....	50
4.5.1. Validación de las imágenes de satélite Landsat.....	51
4.5.2. Cálculo de la tasa de deforestación .....	55
4.5.3. Determinación del nivel de fragmentación del bosque .....	56
4.5.4. Análisis de métricas de paisaje.....	57
4.5.4.1. Métricas del análisis espacial .....	57
4.5.5. Análisis de la deforestación, fragmentación e impactos antropogénicos en los bosques de la cuenca. ....	72
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	74
5.1. Procesamiento, análisis, interpretación y discusión de resultados .....	74
5.2. Presentación de resultados .....	74
5.2.1. Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados. ....	75

5.2.2. Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque entre 1984 y 2019.....	92
5.2.2.1. Métricas relacionadas a los fragmentos.....	93
5.2.2.2. Índices de fragmentación del paisaje.....	94
5.2.2.3. Índices de proximidad y aglomeración de los fragmentos de bosque	96
5.2.2.4. Índices de conectividad del paisaje de 1984 a 2019.....	97
5.2.3. Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 y 2019. ....	99
<b>CONCLUSIONES</b> .....	107
<b>RECOMENDACIONES</b> .....	108
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	109
<b>ANEXOS</b> .....	123

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Operacionalización de variables, indicadores e instrumentos. ....	37
<b>Tabla 2.</b> Información que se requiere por cada objetivo específico.....	42
<b>Tabla 3.</b> Archivos DEM, descargados del satélite ALOS PALSAR.....	45
<b>Tabla 4.</b> Metadatos principales de las imágenes de Landsat 5 y 8, adquiridos para el estudio enumerados por años.....	48
Tabla 5. Tabla de los satélites, con los que se validaron las imágenes de landsat .	53
Tabla 6. Valoración del coeficiente kappa (Landis y Koch, 1977).....	54
Tabla 7. Índice Kappa estimado por método de clasificación para los años 1984, 1992, 2000, 2007, 2013 y 2019. ....	74
<b>Tabla 8.</b> Áreas respectivas de bosque y no bosque que fueron resultados de la clasificación basadas en objetos, donde refleja la dinámica del uso de los suelos de la cuenca Chonta. ....	75
Tabla 9. Periodos y coberturas evaluadas en hectáreas, porcentajes y tasas anuales, datos obtenidos de las clasificaciones de las imágenes de satélite.....	87
<b>Tabla 10.</b> Índices de paisaje en la cuenca Chonta lo largo del periodo analizado (1984 al 2019).....	92

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de ubicación de la cuenca Chonta, descripción de la figura, [A] ubicación del departamento de Madre de Dios y la cuenca Chonta, enmarcada por un rectángulo de color rojo. [B] fisiografía de la cuenca Chontamostrando una elevación máxima de 297 m y mínima de 205 m sobre el nivel del mar (m s. n. m.). [C] imagen del satélite Landsat 8 del sensor OLI\_TIRS del 2019, presenta 30 m de resolución, zona geográfica correspondiente (ROW 69). ..... 38
- Figura 2.** La cuenca Chonta abarca los distritos: Tambopata, Laberinto y Inambari; además de los 11 centros poblados dentro de la cuenca. Una imagen de elevación DEM de la misma muestra que se encuentra simbolizado en diez categorías, con una elevación máxima de 297 metros y una elevación mínima de 205 metros sobre el nivel del mar..... 39
- Figura 3.** Diagrama del proceso y herramientas que se utilizaron para la delimitación de la cuenca Chonta. .... 47
- Figura 4.** Se muestra la generación de puntos con la herramienta Create Fishnet, los mismos que se visitaron en campo. .... 52
- Figura 5.** Diagrama del procesamiento de las imágenes satelitales, incluye la aplicación del análisis de métricas del paisaje. .... 73
- Figura 6.** Gráfico de bosque y no bosque en el tiempo desde 1984 al 2019, donde muestra la tendencia de la pérdida de áreas de bosques, en la cuenca Chonta. .... 77
- Figura 7.** Plano que nos muestra la deforestación y fragmentación del paisaje en el tiempo, entre las coordenadas geográficas 69°29'0"W 12°43'30"S. El recuadro rojo en el mapa superior delimita una sección de la zona de estudio, cuya evolución se representa en los cuadros inferiores, organizados cronológicamente de izquierda a derecha desde 1984 hasta 2019, abarcando 35 años. En estos cuadros, se evidencia la deforestación progresiva que ha ocurrido en la cuenca Chonta durante este periodo. .... 80
- Figura 8.** Plano que nos muestra la deforestación y fragmentación del paisaje en el tiempo, entre las coordenadas geográficas 69°20'50"W 12°42'20"S. El recuadro rojo en el mapa superior delimita una sección de la zona de estudio, cuya evolución se representa en los cuadros inferiores, organizados cronológicamente de izquierda a

derecha desde 1984 hasta 2019, abarcando 35 años. En estos cuadros, se evidencia la deforestación progresiva que ha ocurrido en la cuenca Chonta durante este periodo.

..... 81

**Figura 9.** Plano que nos muestra la deforestación y fragmentación del paisaje en el tiempo, entre las coordenadas geográficas 69°16'10"W 12°42'20"S. El recuadro rojo en el mapa superior delimita una sección de la zona de estudio, cuya evolución se representa en los cuadros inferiores, organizados cronológicamente de izquierda a derecha desde 1984 hasta 2019, abarcando 35 años. En estos cuadros, se evidencia la deforestación progresiva que ha ocurrido en la cuenca Chonta durante este periodo.

..... 82

**Figura 10.** Evolución de la deforestación y la tasa de deforestación anual, entre los años 1984 al 2019. .... 83

**Figura 11.** Estimación de las coberturas del uso del suelo, del bosque, áreas en recuperación, áreas deforestadas y áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación. .... 86

**Figura 12.** Mapa del análisis multitemporal de la variación de la cobertura del uso del suelo, en la cuenca Chonta en un total de 35 años desde 1984. Donde los mapas de la izquierda que nos muestra a la cuenca en toda su extensión son la sumatoria entre dos clasificaciones de imágenes de distintos años, y el cuadro rojo que se muestra es la sub-zona que se muestra en los planos de la derecha con zoom, donde podremos visualizar mejor los cambios en el tiempo. .... 88

**Figura 13.** Cambios en el área con cobertura de bosque y el porcentaje que representa en el paisaje de la cuenca Chonta. .... 93

**Figura 14.** Cambios en las métricas de paisaje relacionadas a los fragmentos de bosque en la cuenca Chonta. .... 94

**Figura 15.** Cambios en índice de forma del paisaje (LSI) y porcentaje del núcleo central del paisaje (CPLAND) en la cuenca Chonta. .... 95

**Figura 16.** Cambios en índice promedio ponderado de área los parches en la cuenca Chonta. .... 96

**Figura 17.** Cambios en índice promedio ponderado de área los parches en la cuenca Chonta. .... 97

Figura 18. Cambios en la conectividad del paisaje en la cuenca Chonta. ....	98
Figura 19. Se han adquirido imágenes de satélite de Google Maps mediante el software SAS.Planet, revelando áreas de deforestación a gran escala. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección. ....	100
Figura 20. Se han obtenido imágenes del satélite de Google Maps utilizando el software SAS.Planet, destacando el uso de la tierra para fines agrícolas. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección. ....	101
Figura 21. Se han utilizado imágenes satelitales de Google Maps con el software SAS.Planet para identificar la formación de parches debido a la actividad humana. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección. ....	103
Figura 22. Se emplearon imágenes satelitales de Google Maps y el software SAS.Planet para identificar piscigranjas como parte de las actividades antropogénicas. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección. ....	104
Figura 23. Se muestra la clasificación con las imágenes del satélite Landsat 8 OLI, b) se muestra las concesiones agrícolas sobrepuestas sobre la clasificación, c) se muestra la zona de Amortiguamiento sobrepuesto en la clasificación. ....	105
Figura 24. Se muestra la agricultura migratoria que se viene desarrollando en la cuenca Chonta. ....	106

## LISTA DE ACRONIMOS

1. **ALOS**: Advanced Land Observing Satellite. Satélite de observación terrestre lanzado por la Agencia Espacial Japonesa (JAXA), también conocido como DAICHI en japonés.
2. **ArcMap**: Componente de ArcGIS, una aplicación de escritorio para la visualización, análisis, edición y gestión de datos geoespaciales.
3. **DAICHI**: Nombre japonés para el satélite Advanced Land Observing Satellite (ALOS).
4. **DEM**: Digital Elevation Model. Representación digital de la superficie terrestre que proporciona información sobre la elevación del terreno.
5. **EADS**: European Aeronautic Defence and Space Company. Empresa multinacional europea en aeronáutica, defensa y espacio, ahora conocida como Airbus Group.
6. **ENVI**: Environment for Visualizing Images. Software especializado en el procesamiento y análisis de imágenes geoespaciales y de teledetección.
7. **FLAASH**: Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes. Algoritmo de corrección atmosférica para datos espectrales.
8. **FRAGSTATS**: Software para analizar la estructura, composición y configuración de paisajes utilizando métricas espaciales y paisajísticas.
9. **GLOVIS**: Global Visualization Viewer. Herramienta en línea del USGS para visualizar y descargar imágenes satelitales y datos de teledetección.
10. **INVEST**: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs. Herramienta del EPA para evaluar servicios ecosistémicos y compromisos de uso del suelo.
11. **MSEA**: Multi-Scale Evaluation of Ecosystem Services. Enfoque para evaluar servicios ecosistémicos a diferentes escalas espaciales y temporales.
12. **MSS**: Multispectral Scanner System. Sensor multiespectral de los satélites Landsat 1, 2 y 3.
13. **NIR**: Near Infrared. Región del espectro electromagnético justo después de la luz visible.

14. **OLI**: Operational Land Imager. Sensor a bordo del satélite Landsat 8 que captura imágenes en varias bandas espectrales.
15. **PALSAR**: Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar. Radar de apertura sintética a bordo del satélite ALOS (DAICHI).
16. **SIG**: Sistemas de Información Geográfica. Conjunto de herramientas para la captura, almacenamiento, análisis y visualización de datos geoespaciales.
17. **SPOT**: Système Pour l'Observation de la Terre. Serie de satélites de observación terrestre operados por Airbus Defence and Space.
18. **SWIR**: Shortwave Infrared. Región del espectro electromagnético de aproximadamente 1.1 a 2.5 micrómetros.
19. **TIRS**: Thermal Infrared Sensor. Sensor a bordo del satélite Landsat 8 para medir la radiación térmica de la superficie terrestre.
20. **USGS**: United States Geological Survey. Agencia científica de Estados Unidos que estudia el paisaje, recursos naturales y peligros naturales.



## RESUMEN

Este estudio se enfoca en la cuenca Chonta, situada en la región de Madre de Dios en la Amazonia occidental, conocida por su excepcional biodiversidad. El objetivo de la investigación es analizar los cambios en el uso del suelo, la deforestación y la fragmentación del bosque mediante el uso de imágenes satelitales Landsat. Para ello, se procesaron imágenes de Landsat 5 y 8 OLI del período 1984-2019 utilizando los programas ENVI y ArcMap. Los resultados revelan una alarmante tasa de deforestación anual promedio del 1,4%, lo que ha llevado a una reducción del 43% en la cobertura arbórea durante los 35 años analizados. La expansión agrícola y la infraestructura vial son identificados como los principales impulsores de esta deforestación. A pesar de los esfuerzos de conservación, las prácticas agrícolas no sostenibles persisten, comprometiendo la sostenibilidad ambiental. El análisis del paisaje muestra una preocupante disminución en la diversidad y extensión de hábitats, lo que amenaza la biodiversidad local. La fragmentación forestal está causando cambios ecológicos significativos, que podrían llevar a la desaparición de especies debido a la escasez de recursos naturales. La investigación concluye que la cuenca Chonta ha sufrido un grave deterioro del ecosistema boscoso, con una notable pérdida de conectividad y fragmentación del hábitat, siendo la agricultura el principal factor contribuyente. Se destaca la necesidad urgente de abordar estas alteraciones para asegurar la viabilidad de las especies y la preservación de la biodiversidad en la cuenca.

Palabras clave: Dinámica de parches; Fragmentación forestal; Fragstats; SIG; Teledetección.

## **ABSTRACT**

This study focuses on the Chonta Basin, located in the Madre de Dios region of the western Amazon, known for its exceptional biodiversity. The aim of the research is to analyze changes in land use, deforestation, and forest fragmentation using Landsat satellite images. To achieve this, Landsat 5 and 8 OLI images from the period 1984-2019 were processed using ENVI and ArcMap software. The results reveal an alarming average annual deforestation rate of 1.4%, leading to a 43% reduction in tree cover over the 35-year period analyzed. Agricultural expansion and road infrastructure are identified as the main drivers of this deforestation. Despite conservation efforts, unsustainable agricultural practices persist, compromising environmental sustainability. Landscape analysis shows a concerning decrease in habitat diversity and extent, threatening local biodiversity. Forest fragmentation is causing significant ecological changes that could lead to species extinction due to the scarcity of natural resources. The research concludes that the Chonta Basin has experienced severe deterioration of its forest ecosystem, with notable loss of connectivity and habitat fragmentation, with agriculture being the primary contributing factor. The study highlights the urgent need to address these alterations to ensure species viability and the preservation of biodiversity in the basin.

Keywords: Patch dynamics; Forest fragmentation; Fragstats; Fragmentation; GIS; Remote sensing.

## INTRODUCCIÓN

La fragmentación de los bosques se asocia con la perturbación de la continuidad de un ecosistema, resultando en grandes cambios en la forma en que las poblaciones de plantas y animales conviven, tanto en el plano físico como en cuanto al comportamiento de cada especie, afectando su funcionamiento de manera negativa. En buena parte, el uso del suelo por parte de los humanos ha contribuido a la fragmentación de los ecosistemas naturales. Las variadas acciones humanas realizadas con el propósito de desarrollar tierras agrícolas, criar ganado y construir carreteras, así como de promover el desarrollo urbano, son la causa directa de la fragmentación de los bosques. Una vez puesta en marcha la fragmentación, los procesos ecológicos experimentan cambios, los cuales afectan a las poblaciones y comunidades de plantas y animales, así como el suelo y el agua (García et al., 2023; Malhi et al., 2020). Todo lo mencionado anteriormente también afecta a los bosques de la cuenca Chonta, sufriendo una fragmentación y la pérdida de sus bosques.

La presente investigación determinó el incremento de la fragmentación y pérdida de los bosques en la cuenca Chonta de la región de Madre de Dios – Perú. Se utilizaron técnicas de teledetección, con imágenes satelitales Landsat 5 y 8, donde las imágenes fueron validadas con imágenes de alta resolución de los satélites SPOT, Planets-cope (PS2) y salidas de campo en el área de estudio. Se utilizó la escena (WRS Path 002 y WRS Row 069) en el área de estudio de los años 1984, 1992, 2000, 2007, 2013 y 2019. Las imágenes fueron procesadas por el método de clasificación de máxima verosimilitud o análisis discriminante (S. E. Chuvieco, 2002; Espín et al., 2015; Mather y Tso, 2016), permitiéndonos determinar la pérdida de los bosques, tasa de deforestación y la fragmentación del bosque en la cuenca Chonta.

A raíz de las conclusiones de la presente investigación, queda bastante evidente la exigencia de llevar a cabo una gestión conjunta de los recursos naturales de los bosques que alberga la cuenca Chonta, utilizando un plan estratégico que incluya los componentes biológicos, medioambientales, socioeconómicos y culturales presentes en el área, con el fin de abarcar la diversidad biológica y su entorno. Involucrando a las organizaciones públicas, privadas y sociales con profesionales de múltiples

disciplinas con el propósito de brindar asesoramiento científico-técnico a los encargados de tomar decisiones y fomentar una disposición para colaborar con el fin de lograr una política de desarrollo humano duradera.

## **I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

### **1.1. Situación problemática**

En la actualidad, en la región de Madre de Dios, la tala provocada por el ser humano es cada vez más común, lo que conlleva a la pérdida de hábitats y, como resultado, a la reducción de especies de flora y fauna. Además, la región de Madre de Dios alberga la cuenca Chonta, la cual no está exenta de este fenómeno antropogénico, ya que es una fuente hídrica utilizada por la población. Por otro lado, hay una gran inquietud por los paisajes fragmentados de la cuenca, ya que se están perdiendo procesos ecológicos que afectan los movimientos de genes, individuos, especies y poblaciones. También, la parte hidrológica de los suelos está disminuyendo debido a la falta de cobertura vegetal. Los estudios que examinan los cambios en el uso del suelo forestal analizan la tasa de deforestación, la fragmentación de los bosques, digitalizan la extensión geográfica y estudian las causas sociales y económicas detrás de estos cambios a nivel global, regional y local. Asimismo, el análisis de diferentes momentos temporales permite detectar las variaciones entre estos periodos, lo que facilita la comprensión de la evolución de la naturaleza o la influencia humana. (Ojima et al., s. f.; Ruiz et al., 2013; Skole et al., 1994).

La división de los hábitats tiene una gran relevancia a nivel regional, dado que influye en la interconexión de las especies silvestres y vegetales que son susceptibles a esta fragmentación. Por otro lado, la disponibilidad de hábitats se reduce significativamente, lo que introduce nuevos aspectos a tener en cuenta, como la cantidad y calidad de los hábitats. Es crucial señalar que muchas especies se ven forzadas a desplazarse para adaptar sus áreas de dispersión a los cambios en la conectividad de los hábitats (Araújo et al., 2011; Miguel, 2014; NUÑEZ et al., 2013; Opdam y Wascher, 2004). El interés surge más por los efectos negativos en la biodiversidad, donde muchos autores sugirieron propuestas para el tratamiento de estos procesos, los cuales trabajan con entornos antrópicos (Aguilera, 2010; Matteucci, 1998; Morales, 2017).

De esta manera, el estudio actual nos ha permitido identificar la tendencia y el comportamiento de los cambios en la cobertura y uso del suelo en la cuenca Chonta.

## **1.2. Formulación del problema**

La destrucción y fragmentación de los bosques plantean dos desafíos globales significativos: la disminución de la diversidad biológica y el cambio climático. La tala extensiva de bosques conduce a la fragmentación del paisaje, lo que tiene efectos devastadores en la biodiversidad al reducir y comprometer los hábitats naturales y romper la conectividad de los ecosistemas, lo que afecta gravemente el tamaño de las poblaciones de especies. Además, la deforestación actual ha reducido considerablemente la extensión de los bosques, creando un mosaico en el paisaje donde se entremezclan áreas boscosas con parcelas de cultivo y zonas de cría de animales (Chacón L et al., 2007; Saunders et al., 1991).

Consecuentemente, los cambios socioeconómicos y ambientales vienen afectando las estructuras y los funcionamientos de los ecosistemas en la cuenca Chonta y esta afecta a la biodiversidad global (Pimm et al., 1995; Rodríguez, 2009; Steffen et al., 2015; Vitousek, 2008). Asimismo, las modificaciones o cambios de uso del suelo son las causas de degradación de hábitats mostrando un declive de la biodiversidad y pérdida de los bosques a lo largo del tiempo (Brown et al., 2005; Hanski, 2005; Lepers et al., 2005; Rodríguez, 2009; Sala et al., 2000; Steffen et al., 2015; White et al., 1997; Wilcove et al., 1998). Bajo esta premisa nos realizamos las siguientes preguntas:

### **1.2.1. Problema general**

- ✓ ¿Cómo ha evolucionado la fragmentación del bosque en la cuenca de Chonta a lo largo del tiempo, y cuáles son los principales impulsores de estos cambios?

### **1.2.2. Problema específico**

- ✓ ¿Cómo ha evolucionado la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, y qué dinámicas temporales se pueden identificar en dicho proceso de deforestación?
- ✓ ¿Existe alguna tendencia significativa en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de los remanentes de bosque en el área de estudio para el periodo de tiempo analizado?

- ✓ ¿Cuáles son los principales factores antrópicos subyacentes que han contribuido sustancialmente—tanto de forma directa como indirecta— a la creciente fragmentación y pérdida de conectividad estructural del ecosistema boscoso en el paisaje bajo estudio durante el periodo analizado?

### **1.3. Justificación de la investigación**

La cuenca Chonta debido a su ubicación geográfica presenta un clima tropical, con zonas de cultivo, gran diversidad de flora y fauna, presentando vías de acceso a las poblaciones que desempeñan agricultura, permitiendo un desarrollo económico a las familias que se benefician de estas tierras, siendo la cuenca la unidad para planear el uso de los recursos naturales, en función de la conservación de los ecosistemas y las diversas condiciones de vida.

Según el párrafo anterior, es sumamente importante el uso del suelo, siendo un factor determinante en el sustento de los pobladores que se encuentran dando uso a los recursos de la cuenca, los mismos que vienen generando deforestación mediante prácticas agrícolas no sostenibles y los métodos de extracción de recursos que afectan directamente a la fertilidad y estabilidad, provocando la degradación de la tierra y la pérdida de los ecosistemas, mostrándose cambios en la distribución de la cobertura del uso del suelo y de esta manera transformando los bosques.

En consecuencia, la creciente demanda de bienes, servicios y el desconocimiento de las funciones de los suelos como las alternativas para su recuperación, la falta de procesos de planeación y de ordenamiento, han hecho que se presente una grave degradación de los bosques, que empeora con el pasar de los años. El manejo de los bosques es de vital importancia para el éxito de las poblaciones, es en este sentido que el análisis multitemporal nos permite detectar los cambios entre diferentes fechas, pudiendo determinar la evolución del medio natural, en este caso la cuenca Chonta.

En este sentido, es sumamente importante determinar el comportamiento del sitio a analizar, para poder plantear lineamientos de conservación de la cuenca y de esta manera preservar el paisaje, los hábitats y el caudal de la cuenca para el consumo de agua potable que es fundamental para la sociedad. Sin embargo, existe gran

desconocimiento sobre los cambios de cobertura vegetal que ha sufrido la cuenca Chonta, por los distintos procesos antrópicos y sin poder determinar la cantidad de bosques que se perdieron o aumentaron en el tiempo.

Igualmente, es importante el análisis multitemporal de los bosques en la cuenca Chonta, con el uso de la teledetección remota mediante las imágenes de satélite; siendo una herramienta que permite el uso e interpretación de información correspondiente a un largo periodo de tiempo, permitiéndonos de esta manera obtener resultados acordes a las necesidades del planteamiento del presente trabajo. Por consiguiente, después de todo lo mencionado nos preguntamos:

A través de esta investigación, se está generando un nuevo conocimiento que permitirá comprender en detalle cómo ha evolucionado la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, así como las dinámicas temporales y espaciales que han caracterizado este proceso de deforestación. Este conocimiento es crucial, ya que proporciona una visión histórica y detallada de cómo el paisaje forestal ha cambiado a lo largo del tiempo, lo que puede arrojar luz sobre las causas subyacentes de la deforestación y la fragmentación del bosque.

Las posibles aplicaciones prácticas de los resultados obtenidos en esta investigación son diversas. Por ejemplo, los hallazgos podrían ser utilizados para informar políticas de conservación y manejo forestal, así como para diseñar estrategias de restauración y reforestación en el área de estudio. Además, estos resultados podrían ser útiles para evaluar el impacto de actividades humanas específicas, como la agricultura, la urbanización o la construcción de carreteras, en la fragmentación del bosque y la pérdida de conectividad del ecosistema (Saura et al., 2014).

En cuanto a los beneficios concretos para las poblaciones relacionadas con el área de estudio, los hallazgos de esta investigación podrían ayudar a desarrollar prácticas de manejo forestal sostenible que beneficien a las comunidades locales. Por ejemplo, el conocimiento generado podría respaldar la implementación de programas de agroforestería que promuevan la coexistencia de la agricultura y la conservación forestal, brindando beneficios tanto económicos como ambientales a las poblaciones locales. Además, la identificación de factores antrópicos subyacentes podría ayudar



a mitigar los impactos negativos de ciertas actividades humanas en el bosque, lo que a su vez podría contribuir a la conservación de recursos naturales y al bienestar de las poblaciones locales que dependen de ellos.

#### **1.4. Objetivo de la investigación**

##### **1.4.1. Objetivo general**

- ✓ Analizar la dinámica Multi-Temporal de la Fragmentación de Bosques en la Cuenca Chonta, Tambopata – Madre de Dios.

##### **1.4.2. Objetivos específicos**

- ✓ Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 al 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.
- ✓ Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de bosques entre 1984 al 2019.
- ✓ Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 al 2019.

## **II. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL**

### **2.1. Bases teóricas**

#### **2.1.1. Bosque**

La FAO (2020) define los bosques primarios como aquellos que se regeneran naturalmente, están formados por especies nativas y no muestran signos evidentes de intervención humana, conservando sus procesos ecológicos intactos, y a menudo se denominan rodales maduros. Estos bosques son invaluableles por su biodiversidad, capacidad de almacenamiento de carbono y otros servicios ecosistémicos, incluyendo valores culturales y de patrimonio. Sin embargo, estos bosques están disminuyendo a nivel global; desde 1990, su superficie se ha reducido en 81 millones de hectáreas, aunque la tasa de pérdida ha disminuido a la mitad en la última década. La medición, seguimiento y reporte de los bosques primarios presentan desafíos significativos debido a datos incompletos, ya que solo 137 países han proporcionado datos completos de 1990 a 2020, representando el 57% de la superficie forestal mundial. Es esencial mejorar las estimaciones globales y nacionales sobre estos ecosistemas.

#### **2.1.2. Perdida de bosques**

El bosque es uno de los mayores recursos naturales que proporciona muchos servicios ecosistémicos y mantiene la sostenibilidad ambiental. Aunque los bosques proporcionan una gran cantidad de servicios, su salud está empeorando constantemente. Las causas de la disminución de la salud del bosque se atribuyen a la deforestación, la tala ilegal de madera, las prácticas agrícolas extensivas, la minería y las actividades de desarrollo que están degradando el ecosistema forestal a un ritmo alarmante (Kittur et al., 2023).

#### **2.1.3. Cuenca Hidrográfica**

Son depresiones formadas por los suelos generados por dos choques de placas tectónicas. Donde las precipitaciones y el derretimiento de los nevados convergen en un punto, generando una serie de escorrentías hídricas y finalizando en ríos, lagos, estuarios u océanos (World, 2005).

#### **2.1.4. Uso del suelo**

El estado biofísico es reflejado en el uso del suelo y el subsuelo de la misma, indicando las actividades que realiza el hombre, así como los distintos tipos de usos que se llevan a cabo en el suelo, donde el cambio de uso del suelo implica la naturaleza y la fuerza del cambio, donde se incluyen aspectos espaciales y temporales, en consecuencia se refleja el estado biofísico del suelo, indicando las distintas actividades del hombre y los distintos usos que se llevan a cabo sobre el suelo, refiriéndose a la vegetación natural, cuerpos de agua, roca/suelo, cubierta artificial y otros observados en el suelo (Allan et al., 2022).

#### **2.1.5. Fragmentación**

Proceso por el cual un paisaje continuo se divide en fragmentos más pequeños debido a actividades humanas o naturales. Ejemplo: La construcción de carreteras que divide un bosque en secciones más pequeñas, limitando la movilidad de la fauna (Bennett y Saunders, 2010).

#### **2.1.6. Urbanización**

Expansión de áreas urbanas en el paisaje, a menudo resultando en la fragmentación de hábitats naturales. Ejemplo: La expansión de una ciudad que reduce un bosque aislado a pequeños fragmentos rodeados de desarrollo urbano (Liliwirianis et al., 2023).

#### **2.1.7. Deforestación**

La eliminación o reducción significativa de la cobertura forestal, lo que puede llevar a la fragmentación del paisaje y la pérdida de biodiversidad. Ejemplo: La tala de bosques para dar paso a la agricultura o la urbanización, dividiendo el paisaje en fragmentos más pequeños (DeFries et al., 2010).

#### **2.1.8. Infraestructura**

Construcciones humanas como carreteras, ferrocarriles y edificaciones que pueden fragmentar el paisaje y afectar los ecosistemas naturales. Ejemplo: La construcción de una autopista que divide un hábitat natural en dos partes, limitando el movimiento de la fauna (Kowalska-Koczwara y Nering, 2023; Liliwirianis et al., 2023).

### **2.1.9. Aislamiento**

Separación de fragmentos de hábitat que puede limitar la movilidad de especies y reducir la diversidad genética. Ejemplo: Un parche de bosque aislado rodeado por tierras de cultivo, lo que impide que los animales se desplacen libremente (Kowalska-Koczwara y Nering, 2023).

### **2.1.10. Corredores ecológicos**

Áreas de conexión entre fragmentos de hábitat que permiten el movimiento de especies y ayudan a mitigar la fragmentación del paisaje. Ejemplo: Un pasillo de vegetación que conecta dos áreas boscosas, permitiendo que los animales se desplacen entre ellas (Kowalska-Koczwara y Nering, 2023)..

### **2.1.11. Análisis multitemporal**

Proceso de comparar y analizar datos de imágenes de satélite o fotografías aéreas tomadas en diferentes momentos en el tiempo para estudiar los cambios en el paisaje a lo largo del tiempo. Ejemplo: Comparar imágenes de satélite de un área forestal tomadas en diferentes años para identificar cambios en la cobertura forestal, la deforestación o la regeneración de bosques (Aslan et al., 2012).

### **2.1.12. Uso del suelo**

La distribución de diferentes tipos de cobertura del suelo en una cuenca, que puede influir en la escorrentía, la infiltración y la calidad del agua. Ejemplo: Analizar cómo los cambios en el uso del suelo, como la conversión de bosques a tierras agrícolas, afectan la hidrología de una cuenca (Liliwirianis et al., 2023)

Conservación de cuencas: La protección y restauración de los ecosistemas acuáticos y terrestres en una cuenca para mantener la salud del agua y la biodiversidad. Ejemplo: Implementar programas de conservación de cuencas para proteger áreas críticas, restaurar hábitats degradados y promover prácticas sostenibles de uso del suelo (Baez et al., 2017; Canahuire-Robles et al., 2023).

### **2.1.13. Teledetección**

El proceso de adquirir información sobre la Tierra desde satélites, aviones u otras plataformas, sin estar en contacto directo con el objeto de estudio. Ejemplo: Utilizar

imágenes de satélite para monitorear la cobertura forestal y la expansión urbana en una región a lo largo del tiempo (Quiasua et al., 2016).

#### **2.1.14. Imágenes satelitales**

Fotografías o datos capturados por satélites que proporcionan información sobre la superficie terrestre, incluyendo la cobertura del suelo, la vegetación, la topografía y otros fenómenos geográficos. Ejemplo: Utilizar imágenes satelitales para identificar cambios en el uso del suelo y la vegetación en un área determinada (Sosa, 2015).

#### **2.1.15. Sistemas de Información Geográfica (SIG)**

Herramientas computacionales que permiten capturar, almacenar, analizar y visualizar datos geográficos, incluyendo mapas, imágenes, capas temáticas y datos tabulares. Ejemplo: Utilizar un SIG para integrar datos de teledetección, como imágenes satelitales y datos de elevación, con información socioeconómica para tomar decisiones informadas sobre el uso del suelo y la planificación urbana (Morales, 2017; Yuri Quiroz Ortuño, 2010).

#### **2.1.16. Pérdida y fragmentación de hábitat**

Al eliminar hábitats, provoca cambios en la composición del paisaje, mientras que la fragmentación del hábitat, al romperlo, resulta en cambios en la configuración del paisaje. Los bosques son cruciales para mantener la biodiversidad y regular el clima, pero la fragmentación de estos ecosistemas críticos representa una grave amenaza para su integridad ecológica y la gran cantidad de organismos que sustentan. La conectividad del paisaje se refiere al grado en que los paisajes facilitan o dificultan el movimiento de especies. Los paisajes con alta conectividad pueden mejorar la distribución espacial de las funciones ecológicas y reducir el riesgo de extinción de especies al facilitar procesos como la migración estacional, la recolonización y el flujo de genes entre poblaciones. Conservar o restaurar paisajes con alto nivel de conectividad ha sido una prioridad en las estrategias de conservación global para mitigar la pérdida de biodiversidad en todo el mundo. La presencia de corredores ecológicos en los paisajes puede mejorar la capacidad de los organismos para desplazarse entre áreas de vegetación natural, lo que ayuda a las especies a obtener recursos como alimento y agua (Damschen et al., 2006; Dunn et al., 2001; Gallé et al.,

2023; Haddad et al., 2014; Hadley y Betts, 2016; Johnson y Wolfe, 2017; Kettle y Koh, 2014; Navarro et al., 2015; Saura et al., 2014; Tewksbury et al., 2002).

#### **2.1.17. Los procesos de cambio espacial y fragmentación del hábitat**

La alteración del paisaje natural debido a actividades humanas como la urbanización, la agricultura y la deforestación, tiene un impacto significativo en la distribución y estructura de los ecosistemas naturales, lo que subraya la importancia de comprender y gestionar los procesos de cambio espacial y fragmentación del hábitat en el contexto de la conservación de la naturaleza. Estos cambios pueden reducir el área de hábitat disponible y dividir los hábitats existentes en fragmentos más pequeños y aislados, lo que a su vez puede conducir al aislamiento de poblaciones de especies, la disminución de la conectividad entre hábitats y alteraciones en la dinámica de las poblaciones, afectando la capacidad de los ecosistemas para mantener poblaciones saludables y diversas (Bogaert et al., 2004; Calabrese et al., 2004; Lindborg y Eriksson, 2004; Tewksbury et al., 2002).

#### **2.1.18. Fragmentación de bosques por factores antrópicos**

En cuanto a la fragmentación de bosques antrópicos, esta se produce cuando los bosques plantados o manejados por el ser humano se dividen en fragmentos más pequeños debido a la tala selectiva, la expansión de cultivos o la urbanización. Estos cambios pueden impactar la productividad forestal, la capacidad de captura de carbono y la provisión de servicios ecosistémicos (Vargas, 2008).

#### **2.1.19. Fragmentación de bosques por la naturaleza**

La fragmentación de bosques naturales puede ocurrir debido a la caída de árboles por tormentas, la formación de ríos o arroyos que atraviesan el bosque, la actividad sísmica que genera grietas en el terreno, o la sucesión ecológica que lleva a la formación de claros o áreas abiertas dentro del bosque. Estos procesos naturales contribuyen a la fragmentación de los bosques, fomentando la diversidad de hábitats y la biodiversidad (Navarro et al., 2015).

#### **2.1.20. Fragmentación del paisaje agrícola**

En general, se cree que las modificaciones en la superficie de las tierras de cultivo son importantes para garantizar la seguridad alimentaria y la sostenibilidad de la

producción a gran escala. La fragmentación del paisaje agrícola está relacionada con procesos ecológicos y sociales detallados. Por un lado, influye en la eficiencia de uso de las tierras de cultivo y se convierte en un factor crucial que limita la mejora de la eficiencia de la producción agrícola. Por otro lado, la gestión de las tierras de cultivo fragmentadas es ineficiente, lo que disminuye significativamente el interés de los agricultores en la producción y conduce a un uso extensivo e incluso al abandono de las tierras de cultivo. Sin embargo, es importante tener en cuenta que cualquier cambio en el área de las tierras de cultivo inevitablemente alterará el patrón del paisaje, y la dispersión y baja conectividad de las tierras pueden incluso empeorar la fragmentación de las tierras de cultivo locales (Saura et al., 2014).

#### **2.1.21. La fragmentación a lo largo del tiempo**

La fragmentación del bosque puede tener impactos significativos en la diversidad biológica, al provocar la pérdida de hábitat y la separación de poblaciones, lo que a su vez puede afectar la viabilidad a largo plazo de muchas especies. Además, la fragmentación del bosque puede perturbar los procesos ecológicos, como el flujo genético, la dispersión de semillas y la dinámica de las poblaciones, con posibles consecuencias negativas para la salud general del ecosistema. El análisis de la fragmentación a lo largo del tiempo también puede ofrecer información valiosa sobre cómo los paisajes forestales han cambiado debido a factores como la urbanización, la expansión agrícola y la tala de árboles, lo que a su vez puede contribuir a la formulación de políticas de conservación y manejo forestal, así como a la identificación de áreas prioritarias para la restauración o protección. Comprender la evolución de la fragmentación del bosque a lo largo del tiempo puede ayudar a prever y mitigar los impactos futuros, especialmente en el contexto del cambio climático y otros factores de estrés ambiental (Schmidt et al., 2017; Wekesa et al., 2018).

#### **2.1.22. La fragmentación de los bosques puede tener consecuencias tanto negativas como positivas**

Por un lado, puede resultar en la pérdida de biodiversidad al reducir el tamaño del hábitat disponible y separar las poblaciones de especies, lo que a su vez puede disminuir la diversidad biológica. Además, los fragmentos de bosque más pequeños pueden aislar a las especies, dificultando su capacidad para migrar y encontrar

alimentos, agua y parejas reproductoras, lo que altera la dinámica natural de los ecosistemas y afecta la disponibilidad de recursos y la interacción entre especies (Chamling y Bera, 2020; Gallé et al., 2022; Nadkarni, 2023).

Por otro lado, la fragmentación de los bosques también puede tener impactos positivos, ya que los bordes entre los fragmentos de bosque y otros tipos de hábitats pueden albergar una mayor diversidad de especies, enriqueciendo el ecosistema. Asimismo, la fragmentación puede brindar oportunidades para la restauración de áreas degradadas o la creación de corredores biológicos que conecten fragmentos de hábitat, lo que puede contribuir a la conservación y restauración de los ecosistemas forestales (Chamling y Bera, 2020; Gallé et al., 2022).

### **2.1.23. Los paisajes**

Según Forman (1995), los paisajes son complejos y siendo parte de una Región y esta alberga distintos tipos de paisajes sumamente complejos. Donde los paisajes no requieren de una escala absoluta. Asimismo, son determinados como espacios heterogéneos.

### **2.1.24. Ecología del paisaje**

La ecología del paisaje se centra en el análisis de las relaciones entre los seres vivos y su entorno en amplias extensiones de espacio y tiempo. Se ocupa de estudiar la estructura, función, dinámica y transformaciones de los paisajes, así como su impacto en la distribución de especies, la variedad biológica y los procesos ecológicos a distintas escalas. Su propósito es comprender cómo la disposición espacial de los elementos del paisaje incide en los ecosistemas y suministrar datos relevantes para la preservación, administración y ordenación del territorio (Álvarez y Clemente-Orta, 2023; Oña Ruiz et al., 2023).

### **2.1.25. Heterogeneidad del paisaje**

La heterogeneidad del paisaje se refiere a la variedad espacial de las características del entorno, como la composición del suelo, la vegetación, la topografía y otros elementos físicos y biológicos. Esta diversidad puede manifestarse en diferentes escalas, desde pequeñas variaciones locales hasta grandes contrastes regionales. En ecología, la diversidad del paisaje juega un papel fundamental, ya que influye en



la distribución de especies, la dinámica de los ecosistemas, la biodiversidad y los procesos ecológicos y evolutivos. Un paisaje diverso puede albergar una amplia gama de hábitats, como bosques, praderas, cuerpos de agua y áreas urbanas, lo que puede beneficiar la biodiversidad al proporcionar diferentes nichos ecológicos para diversas especies. Además, esta diversidad puede fomentar la conectividad entre hábitats, permitiendo que las especies se desplacen y mantengan interacciones ecológicas a lo largo del paisaje. Sin embargo, la diversidad del paisaje también puede presentar desafíos, como la fragmentación de hábitats y la introducción de barreras artificiales que limitan la movilidad de las especies, lo que a su vez puede afectar la diversidad genética y la viabilidad a largo plazo de las poblaciones (Saura et al., 2014; Tewksbury et al., 2002).

#### **2.1.26. Transformación del paisaje**

Los paisajes sufren transformaciones en el tiempo, estas transformaciones pueden ser ocasionadas por el hombre y/o fenómenos naturales (Forman, 1995). Generando variaciones en la estructura, composición y funcionamiento del paisaje (Etter, 1991). Donde el suelo ha sido perturbado, transformando grandes extensiones de la superficie del planeta (Foley, 2005). Todo esto contribuye a la carga de alteraciones en los ecosistemas, perjudicando la composición atmosférica (Gaston et al., 2003). Asimismo, contribuyeron a los cambios estructurales de los paisajes (Villa, 2000), generando la pérdida de la biodiversidad (Etter y Villa, 2000), transformando estos paisajes en áreas propensos al cambio climático (Hammen, 1993).

#### **2.1.27. La composición y configuración espacial del paisaje**

La disposición y relación de los elementos naturales y humanos en un entorno específico constituyen la composición y configuración espacial del paisaje. La composición del paisaje engloba rasgos como la vegetación, el relieve, el agua, la infraestructura humana y los elementos culturales, mientras que la configuración espacial se refiere a la distribución, tamaño, forma y relación entre estos elementos en el espacio (Lindborg y Eriksson, 2004).

### **2.1.28. Conectividad del paisaje**

Manera en que los distintos componentes del entorno natural, como los ecosistemas, los hábitats naturales, los corredores biológicos y los cuerpos de agua, se hallan interrelacionados y posibilitan el flujo de organismos, nutrientes y energía a lo largo del paisaje. Una conectividad efectiva del paisaje resulta esencial para preservar la diversidad biológica y la vitalidad de los ecosistemas, dado que facilita la dispersión de especies, el hallazgo de hábitats idóneos y el mantenimiento de poblaciones saludables. La conectividad del paisaje desempeña un papel fundamental en la protección de la biodiversidad y en la reducción de los impactos negativos de la fragmentación del hábitat (Baum et al., 2004; Beier, 2019; Cadotte, 2006; Herrera-Bustos et al., 2022; Orrock y Damschen, 2005; Tewksbury et al., 2002).

### **2.1.29. La reducción en el tamaño de los parches**

Cuando los fragmentos de hábitat se reducen en tamaño debido a la fragmentación, esto puede aumentar la probabilidad de aislamiento de poblaciones de especies, dificultando su capacidad para migrar, encontrar alimentos y reproducirse. Además, la disminución en el tamaño de los fragmentos puede resultar en una menor diversidad de especies en cada fragmento, ya que los hábitats más pequeños pueden albergar menos variedad de vida silvestre. Este fenómeno puede tener un impacto significativo en la salud y estabilidad de los ecosistemas, ya que una menor diversidad de especies puede afectar la resiliencia y el funcionamiento general del ecosistema (Gallé et al., 2023; Morales, 2017).

### **2.1.30. Aislamiento entre los parches**

Cuando los fragmentos de hábitat quedan separados unos de otros, pueden surgir varios efectos. Este aislamiento puede dificultar el flujo genético entre las poblaciones de especies, lo que a su vez puede reducir la diversidad genética y aumentar el riesgo de endogamia. Además, la separación de los parches puede restringir la capacidad de las especies para colonizar nuevos hábitats y adaptarse a cambios ambientales, lo que puede tener repercusiones desfavorables para la viabilidad a largo plazo de las poblaciones.

### **2.1.31. El efecto borde en los parches**

Las alteraciones notables que tienen lugar en las características bióticas y abióticas en las áreas donde se encuentran dos tipos de hábitats, como, por ejemplo, la transición entre un bosque y un área despejada debido a la actividad humana, como la agricultura o la tala de árboles. En la región amazónica, este fenómeno es evidente en las zonas donde la selva tropical se encuentra con áreas despejadas. En estos lugares de transición, se pueden apreciar cambios en la composición de especies de plantas y animales, así como en la dinámica de los ecosistemas, lo que puede tener un impacto significativo en la biodiversidad y en la salud general del ecosistema amazónico.

### **2.1.32. Conectividad espacial y conectividad funcional**

La conectividad espacial se refiere a la proximidad física y la interconexión de los hábitats naturales. Cuando la conectividad espacial es alta, los hábitats están cercanos entre sí, lo que facilita el movimiento de organismos entre ellos. Por otro lado, la conectividad funcional se refiere a la capacidad de los hábitats para mantener procesos ecológicos y flujos genéticos. Aunque los hábitats estén separados físicamente, la conectividad funcional puede posibilitar que las especies se desplacen y mantengan interacciones ecológicas en todo el paisaje (Baum et al., 2004; Beier, 2019; Cadotte, 2006; Orrock y Damschen, 2005).

### **2.1.33. La pérdida de hábitat y la pérdida de hábitat con fragmentación son dos conceptos relacionados pero distintos**

La pérdida de hábitat se produce cuando el área de hábitat disponible para una especie en particular se reduce o destruye debido a actividades humanas o naturales. Esto puede incluir la conversión de tierras salvajes en tierras de cultivo, la urbanización, la deforestación y otros cambios en el paisaje que alteran el entorno natural. Por otro lado, la pérdida de hábitat con fragmentación ocurre cuando la pérdida de hábitat no es continua, sino que el hábitat restante se divide en fragmentos más pequeños y aislados. Esto puede ocurrir, por ejemplo, cuando carreteras, zonas urbanas o actividades agrícolas dividen un hábitat continuo en partes más pequeñas. La fragmentación del hábitat puede tener efectos adicionales, como el aislamiento de poblaciones de especies, la reducción de la biodiversidad y cambios en la dinámica

ecológica. Entonces, la pérdida de hábitat se refiere a la disminución general del área de hábitat, mientras que la pérdida de hábitat con fragmentación se centra en cómo esa pérdida se traduce en la división y aislamiento de los hábitats restantes. Ambos fenómenos son preocupantes para la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Fahrig, 2003; Lindborg y Eriksson, 2004).

## **2.2. Marco conceptual**

### **2.2.1. El Amazonas**

El Amazonas, el mayor bosque tropical continuo del mundo, desempeña un papel crucial en el ciclo global del carbono, pero ha sido afectado por las perturbaciones causadas por el hombre y el cambio climático. Se afirma ampliamente que la deforestación en áreas tropicales altera el clima a nivel local y regional, relacionándose con condiciones más cálidas y secas, así como cambios en los patrones de precipitación en el Amazonas. Este extenso bosque tropical, que abarca aproximadamente 6,3 millones de km<sup>2</sup> en Brasil, Perú, Colombia, Ecuador, Venezuela, Bolivia y las Guayanas, tiene un clima mayormente tropical, cálido y húmedo, con temperaturas que rondan los 26 °C durante todo el año. Dada su importancia, es crucial comprender cómo los cambios en el uso de la tierra afectan los procesos biogeoquímicos y biogeofísicos en la región, incluyendo las interacciones entre la vegetación y la atmósfera. La alta tasa de deforestación no solo influye en el cambio climático, sino que también afecta el clima local y regional, pudiendo modificar los microclimas e incluso el clima a gran escala, lo que subraya la necesidad de comprender los complejos mecanismos que rigen la configuración climática en la región amazónica (ALVES et al., 1999; Barnston et al., 1991).

### **2.2.2. Región de Madre de Dios**

Por otro lado, la región de Madre de Dios en el Perú es rica en biodiversidad en los extensos bosques amazónicos. Sin embargo, estos bosques están bajo presión debido a la invasión de tierras, la expansión agrícola y la minería de oro, lo que resalta la importancia de apoyar la gestión forestal. La inmigración y la pobreza, tanto económica como social, son las principales causas de la deforestación en Madre de Dios, resultado de actividades agrícolas, minería y la construcción de infraestructura,

como el Corredor Vial Interoceánico Sur, así como la escasa planificación urbana y territorial. Es crucial reconocer que, aunque la pobreza, la inmigración y la agricultura son causas directas, su impacto real en los bosques no ha sido significativo. Por lo tanto, el monitoreo de los cambios en la cobertura forestal proporciona información crucial sobre el impacto de las actividades económicas en el territorio y sus recursos. La deforestación y los cambios en la cobertura del suelo han tenido un impacto irreversible en las condiciones hidrológicas de la cuenca Madre de Dios en la Amazonía peruana, afectando la geomorfología, la calidad del agua y el hábitat acuático. Los cambios en los patrones espaciales revelan que la subcuenca del río Inambari, un importante afluente del río Madre de Dios, es la más afectada, con un aumento promedio anual del 187 % en la generación de escorrentía superficial y una reducción promedio anual del 8 % en la evapotranspiración. Los bosques desempeñan un papel fundamental en la vida humana al proporcionar ingresos, recursos renovables, alimentos, protección del suelo, estabilización del clima y oportunidades recreativas. Sin embargo, la presión demográfica ha llevado a la expansión agrícola y la migración a las reservas forestales, lo que ha resultado en la destrucción de los bosques, especialmente en las cuencas hidrográficas (Alarcon-Aguirre et al., 2023; Canahuire-Robles et al., 2023; Khunrattanasiri, 2023; Paiva et al., 2023; Valle-Basto, Espinosa-Quiñones, y Limache-de-la-Fuente, 2023).

### **2.2.3. Cuenca Chonta**

En la cuenca chonta existen vastas extensiones boscosas, pero enfrentan una grave amenaza de deforestación debido a la persistente práctica de tala y desmonte para abrir nuevas vías de acceso y con propósitos comerciales. Además, la agricultura en el área es aún rudimentaria y poco eficaz, incapaz de satisfacer las demandas y los costos de producción que podrían impulsar un desarrollo socioeconómico adecuado para las comunidades locales dentro de la cuenca Chonta. Según la capacidad actual de uso de los suelos en la zona en estudio, estos se destinan principalmente a la agricultura y la cría de ganado. La deforestación es una actividad ampliamente extendida, con las palmeras (*Arecaceae*), el Tahuarí (*Tabebuia* sp), el tornillo (*Cedrelinga Catenaeformis*), el shihuahuaco (*Dypterix micrantha*), la bolaina (*Guazuma crinita*), entre otras especies, siendo las más utilizadas. A pesar de que

esta actividad contribuye a la economía local, lamentablemente ha resultado en la reducción e incluso la extinción de algunas especies en la zona, como el shihuahuaco (*Dypterix micrantha*) y el Quillobordón (*Aspidosperma sp*) (Agapito-Quispe, 2023; Baez et al., 2017; Canahuire-Robles et al., 2023).

### **2.2.1. Análisis multitemporal**

Según Chuvieco (2002), el análisis multitemporal facilita la detección de los cambios de la vegetación, donde se pueden evaluar superficies afectadas por el hombre y/o desastres naturales. De esta manera, estas herramientas son sumamente útiles para la determinación de áreas deforestadas (Pozzobon y Osorio, 2002). Además, dilucida los cambios entre múltiples fechas determinando cambios del uso de la cobertura del suelo (Sosa, 2015). Entonces el análisis multitemporal es considerado como una técnica eficaz para la identificación de las variaciones de la cobertura generadas en un rango de tiempo.

El desarrollo del Análisis Multitemporal de la cuenca Chonta, se determinó con los análisis de cambio de la superficie del suelo; el análisis multitemporal, permitió conocer los resultados de los cambios ocurridos en la cuenca Chonta, en un periodo aproximado de 35 años.

### **2.2.2. Métricas de paisaje**

Son métricas aplicadas a los paisajes según sus patrones espaciales los cuales se pueden cuantificar para distintos tipos de formas y dimensiones. Para este propósito, se utilizan softwares como los SIG y aquellos que son para el cálculo de patrones de paisajes como FRAGSTATS, el fundamento principal es caracterizar la heterogeneidad del paisaje evaluado (Li et al., 2005).

#### ✓ Comparación de métricas del paisaje a lo largo del tiempo

Comparar las métricas del paisaje a lo largo del tiempo es crucial por diversas razones. En primer lugar, permite detectar cambios significativos en el entorno, como la pérdida de bosques, la expansión urbana o la degradación del suelo, los cuales pueden tener repercusiones importantes en el entorno natural, la diversidad biológica y el bienestar de las personas. Asimismo, al analizar estas métricas a lo largo de los

años, es posible identificar tendencias a largo plazo, lo que resulta fundamental para la planificación y la toma de decisiones en términos de conservación, desarrollo sostenible y ordenación del territorio. Por ejemplo, si se observa una disminución constante en la cobertura forestal durante varios años, esto podría señalar la necesidad de aplicar medidas de conservación o reforestación. También es relevante examinar la interrelación entre las métricas del paisaje y otros factores, como el cambio climático, la actividad humana y la economía. Al comparar estas métricas a lo largo del tiempo, se puede obtener una comprensión más completa de cómo el paisaje está cambiando y cómo esto puede impactar a las comunidades locales y al medio ambiente en general.

Diversas investigaciones han evidenciado que la mejor manera de identificar los impactos de la fragmentación es mediante la combinación de un análisis del paisaje con una temporal de varios años con una evaluación a escala espacial. Esto se debe a que la fragmentación es un proceso que ocurre a gran escala y sus efectos, especialmente aquellos asociados con los bordes, suelen manifestarse con un retraso considerable. Por ejemplo, un estudio a largo plazo que analice la fragmentación de un bosque a lo largo de varias décadas y que también evalúe la distribución espacial de los fragmentos en el paisaje circundante podría proporcionar una comprensión más completa de cómo la fragmentación afecta la biodiversidad y la dinámica de los ecosistemas en comparación con un estudio de corta duración que solo se centre en un aspecto específico de la fragmentación.

- ✓ Métricas del análisis espacial

El paisaje como estructura ecológica presenta elementos que configuran las disposiciones espaciales de un grupo de elementos, generando un rápido desarrollo de la disciplina ecológica (Dramstad et al., 1996).

- ✓ Herramientas para el análisis espacial de las métricas del paisaje

Las herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), la teledetección y las métricas del paisaje desempeñan un papel crucial en el análisis y la comprensión de los entornos naturales. Los SIG posibilitan la adquisición, almacenamiento, análisis y representación de datos geoespaciales, lo que es esencial para el estudio de los

paisajes. Por otro lado, la teledetección suministra información detallada sobre la superficie terrestre mediante sensores remotos, lo que resulta fundamental para supervisar los cambios en el paisaje a lo largo del tiempo. Asimismo, las métricas del paisaje, como la configuración, el tamaño y la conectividad de las áreas naturales, proporcionan medidas cuantitativas que contribuyen a comprender la estructura y la evolución de los paisajes. En conjunto, estas herramientas posibilitan obtener una visión integral de los paisajes, lo que resulta crucial para la planificación del uso del suelo, la preservación de la biodiversidad y la gestión sostenible de los recursos naturales (Gutiérrez Cedillo et al., 2023).

✓ Métricas más relevantes:

**Diversidad de clases de cobertura del suelo:** Esta medida cuantifica la diversidad de tipos de cobertura del suelo en un área determinada, contando el número de tipos diferentes presentes. Por ejemplo, un paisaje con bosques, pastizales, cuerpos de agua y áreas urbanizadas exhibiría una amplia variedad de clases de cobertura del suelo.

**Forma y tamaño de los parches de tierra:** Esta métrica se centra en la configuración y el tamaño de las áreas homogéneas de cobertura del suelo, conocidas como "parches". La forma de los parches se evalúa mediante el índice de forma, que indica si un parche es más alargado o compacto. El tamaño de los parches se refiere al área que ocupan en el paisaje. Por ejemplo, un parche de bosque grande y redondeado tendría una forma distinta a un parche de bosque pequeño y alargado.

**Conectividad entre los parches:** Esta métrica analiza cómo están interconectados los parches de diferentes tipos de cobertura del suelo en un paisaje, lo cual puede influir en la movilidad de la fauna, la dispersión de semillas y la propagación de incendios forestales. Por ejemplo, un paisaje con corredores de vegetación que conectan parches de bosque tendría una mayor conectividad que un paisaje con parches aislados de bosque.

**Distribución de los parches:** Esta métrica describe la disposición espacial de los parches de cobertura del suelo en un paisaje, y se puede evaluar mediante índices



que miden la uniformidad o agrupación de los parches. Por ejemplo, un paisaje con parches de bosque distribuidos uniformemente tendría una distribución diferente a un paisaje con parches de bosque agrupados en un solo lugar.

Heterogeneidad del paisaje: Esta métrica se refiere a la variabilidad espacial de los tipos de cobertura del suelo en un paisaje, y se puede medir utilizando índices que cuantifican la diferencia entre los parches de cobertura del suelo. Por ejemplo, un paisaje con una mezcla equitativa de bosques, pastizales y cultivos tendría una mayor heterogeneidad que un paisaje dominado por un solo tipo de cobertura del suelo.

### **2.2.1. Detección del cambio de la superficie del suelo**

Este proceso se determina con dos imágenes de satélite de distintas fechas que correspondan a la misma área de estudio, partiendo de técnicas de calificación las mismas que se realizaran una comparación del cambio de uso de la superficie del suelo (E. Chuvieco, 2002). Generando imágenes del cambio de uso del suelo, fragmentación, deforestación, etc. Donde las técnicas y herramientas SIG generan procesos a las imágenes de satélite mediante la Teledetección (Ramachandra y Kumar, 2004).

### **2.2.2. Principios Físicos de la Teledetección**

El manejo de información de objetos presentando interacciones en un tiempo determinado implica conocer las técnicas de teledetección. Donde interactúan tres elementos en la teledetección como el flujo energético, el sensor y el objeto observado que permite la detección de objetos en la superficie del suelo. Asimismo, la teledetección nos ayudara a realizar procesamientos y tratamientos de la información extraída de las imágenes de satélite (Sosa, 2015).

### **2.2.3. Las imágenes de teledetección en la actualidad**

Hoy en día las imágenes de satélite se han vuelto indispensables para realizar análisis de las dinámicas de bosques con la finalidad de dilucidar los impactos ambientales y los cambios del uso de suelos a través del tiempo, generando información valiosa para todo tipo de ramas académicas, tanto así, que muchos estudios han esclarecido incógnitas referidas a la pérdida de bosques en la superficie del suelo (Quiasua et al.,

2016). Es de esta manera que las imágenes de satélite contribuyen al análisis de coberturas del uso del suelo.

#### **2.2.4. los tres satélites que se utilizaron en el estudio**

##### ✓ Satélite Landsat 5 TM

Landsat 5 fue uno de los satélites que se lanzó desde la base Vandenberg en el estado de California el 1 de marzo de 1984, presentando los instrumentos Thematic Mapper (TM) y Multispectrales Scanner (MSS). Asimismo, el satélite superó el tiempo de vida por el que fue diseñado, de tres años. El satélite se ha desplazado en órbita más de 150,000 veces transmitiendo aproximadamente más de 2.5 millones de imágenes. En consecuencia, se escanearon 600,000 imágenes multiespectrales los mismos que se encuentran disponibles en el sitio web EarthExplorer , GloVis y el visor LandsatLook (Rocchio, 2012).

##### ✓ Satélite Landsat 8 OLI

Los satélites Landsat rodean el globo cada 99 minutos, recopilando datos sobre las superficies terrestres que pasan por debajo. Después de 16 días, el satélite Landsat pasó por todos los puntos del mundo y registró datos en 11 regiones de longitud de onda diferentes. El satélite fue un proyecto desarrollado por la NASA y el Servicio Geológico de Estados Unidos. El satélite cuenta con dos instrumentos los cuales son los infrarrojos térmicos (TIRS) y el Operational Land Imager (OLI), brindando información espacial de 30 metros (visible, NIR, SWIR). Asimismo, en el caso del termal son 100 metros y el pancromático es de 15 metros. Por otro lado, el sensor OLI presenta un telescopio con una cuantificación de 12 bits, recopilando información para las bandas espectrales infrarrojas visibles, de infrarrojo cercano y de onda corta, también presentando una banda pancromática. El satélite presenta una vida útil de cinco años. Los escaneos de la superficie del suelo obtenidos por el satélite regularmente son de 725 por día (Ariza, 2013).

##### ✓ Satélite ALOS

En enero del 2006 se lanza el satélite DAICHI denominado ALOS. El satélite orbita entre las fechas del 16 de mayo del 2006 al 22 de abril del 2011, recopilando

información de Radar con una resolución de 50 kilómetros por 70 kilómetros, orbitando la misma área cada 45 días aproximadamente. Este satélite presenta un sensor denominado PALSAR (Phased Array Type L-band Synthetic Aperture Radar) (Castro, 1999). Presenta una resolución espacial de la imagen entre 6,25 o 12,5 mts. Con un ángulo de inclinación de 8°, con una polarización de HH o VV y presenta una resolución radiométrica de 16 bits.

### **2.2.5. Procesamiento de imágenes de satélite**

El procesamiento de imágenes satelitales abarca un conjunto de métodos para mejorar, corregir, analizar y visualizar las imágenes obtenidas desde satélites. Estas técnicas pueden abarcar desde la corrección de distorsiones atmosféricas y la mejora del contraste, hasta la identificación de características específicas en las imágenes, la clasificación de la cobertura terrestre y la generación de mapas temáticos.

Es un proceso específicamente para las imágenes de satélite con el fin de mejorar los resultados obtenidos (Sanjurjo Vilchez and Kalliola, 2004, como se sita en Gamarra, 2017). Donde se busca anomalías en las imágenes con el fin de aplicar correcciones geométrica o radiométrica, para su posterior interpretación (Sugawara y Nikaido, 2014). A continuación, se describe dicho proceso:

#### ✓ Corrección Geométrica (Georreferenciación)

Es uno de los procesos que consiste en la transformación de coordenadas, en función a las Imágenes de satélite considerando el número de filas y columnas, pasando a un sistema de coordenadas del globo terráqueo. Este sistema se basa en un modelo matemático que identifica puntos dentro de los dos sistemas reales del terreno, generando la transformación de todos los puntos dentro de las imágenes de ráster (The Nature Conservancy, 2009) interviniendo en todos los cambios que existan entre pixeles de las imágenes intervenidas (E. Chuvieco, 2002).

#### ✓ Corrección Radiométrica

Es un proceso donde se aplican correcciones a anomalías radiométricas que generan distorsiones a nivel digital de los pixeles, son flujos energéticos receptionados por los sensores y firmados en los espectros (Suárez, 2014), donde se muestran pixeles

incorrectos (Pérez, 2012). Si no se corrigen estas anomalías no se podrá determinar correctamente la realidad que se estudia (Suárez, 2014).

- ✓ Corrección Atmosférica

Esta corrección es para eliminar la dispersión de la radiación electromagnética originada por los gases y/o partículas en suspensión captadas por los sensores en la atmósfera (The Nature Conservancy, 2009).

- ✓ Corrección atmosférica modelo FLAASH

El software ENVI presenta el algoritmo (FLAASH) denominado Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes, dicho algoritmo genera correcciones atmosféricas sobre las Imágenes de satélite, con el fin de mejorar y representar de mejor manera la realidad del uso del suelo. Este algoritmo es sumamente utilizado por los científicos de todo el planeta, esto se puede corroborar con las publicaciones que se muestran en las distintas revistas científicas. Asimismo, este algoritmo nos brinda parámetros más precisos (ENVI, 2009).

- ✓ Clasificación digital de las imágenes

La clasificación implica la categorización de imágenes multibanda, generando clases que describirán la cubierta de una categoría con patrones asociados visualmente a cada cubierta (Sosa, 2015).

- ✓ Fase de entrenamiento

Este proceso se realiza con el fin de generar estructuras para la organización de la información a extraer de los datos, general mente denominado esquema de clasificación y/o sistema de clasificación (The Nature Conservancy, 2009).

En relación con nuestro estudio, resaltamos la importancia de comprender la dinámica temporal de la fragmentación y sus efectos en el paisaje. Este enfoque nos permite analizar cómo los cambios en la estructura del bosque a lo largo del tiempo afectan la biodiversidad, la conectividad ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas. Además, el estudio multitemporal proporciona información crucial para evaluar el impacto de las actividades humanas, como la deforestación y la expansión urbana,

en la fragmentación del paisaje. Las conclusiones subrayan la necesidad de utilizar enfoques multitemporales para comprender mejor la evolución de la fragmentación del bosque y el paisaje, lo que a su vez puede informar estrategias de conservación y manejo sostenible de los recursos naturales.

## **2.3. Antecedentes empíricos de la investigación**

### **2.3.1. Antecedentes internacionales**

Según un estudio previo Wekesa et al. (2018). Titulado, Nuevo enfoque para evaluar la fragmentación forestal basado en un índice de similitud multiescala. El propósito de este estudio es presentar un nuevo enfoque para evaluar la fragmentación de los bosques en un área determinada, centrándose en la similitud del patrón de un área boscosa con el patrón de un área totalmente boscosa. El enfoque teórico utilizado se basa en la similitud de Jensen-Shannon para crear una medida de la fragmentación del bosque, permitiendo calcular tanto la fragmentación forestal a una escala determinada como una evaluación de la fragmentación multiescala como un índice único. La metodología empleada consistió en aplicar el enfoque propuesto a una región cubierta de bosques de prueba y a un área de todo el país (Polonia), utilizando una resolución espacial de 10 m. Además, se compararon los resultados del método con el índice FAD-APP. Los principales hallazgos revelan el beneficio de aplicar el indicador propuesto a áreas boscosas, lo que permite identificar mejor los complejos forestales y evaluar su fragmentación. Además, se destaca la flexibilidad del enfoque, que podría aplicarse a otros fenómenos espaciales, como el cálculo de la fragmentación multiescala de áreas urbanas o agrícolas.

En un estudio previo Rodríguez-Echeverry & Leiton (2021). Titulado, Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. El propósito de este estudio es evaluar los cambios espacio-temporales de los ecosistemas boscosos nativos en la cuenca del río Mira, Ecuador, entre 1991 y 2017, con el fin de proporcionar información relevante para la planificación de la conservación y restauración de estos ecosistemas. El enfoque teórico utilizado se basa en el análisis de imágenes satelitales y métricas de paisaje para evaluar la transformación del paisaje y su influencia en la diversidad de

hábitats. La metodología empleada incluyó el análisis de imágenes satelitales para identificar y cuantificar la pérdida de ecosistemas boscosos nativos, así como el cálculo de métricas de paisaje para evaluar los cambios en los patrones espaciales de estos ecosistemas. Los principales hallazgos revelaron una pérdida de ecosistemas boscosos nativos del 9% con una tasa de deforestación del 0,57% por año, principalmente asociada al incremento de los cultivos agrícolas. Se observó que los ecosistemas de bosque seco espinoso, bosque seco interandino, bosque seco montano bajo y bosque muy húmedo premontano fueron los más afectados por la pérdida de bosque nativo. Además, se encontró una severa fragmentación en los patrones espaciales de los ecosistemas boscosos, lo que se reflejó en una disminución del índice de diversidad de Shannon en 0,20, indicando la pérdida de diversidad de hábitats boscosos nativos. Como conclusión, se sugiere la planificación de la conservación y restauración a escala de paisaje, utilizando el modelo corredor-parche-matriz, el cual debe estar respaldado por un marco de políticas ambientales.

De acuerdo con una investigación previa (Slattery y Fenner, 2021). Titulado, Análisis espacial de los impulsores, características y efectos de la fragmentación forestal. El propósito de este estudio es examinar si los factores específicos de la fragmentación forestal causan características particulares de fragmentación y cómo estas características pueden vincularse con sus efectos sobre las especies que habitan en los bosques. El enfoque teórico utilizado se basa en el análisis de imágenes remotas Landsat para examinar los patrones cambiantes de los bosques, centrándose en áreas que han sufrido un alto nivel de un factor de fragmentación específico, ya sea la expansión agrícola o la deforestación impulsada por productos básicos. La metodología empleada implica la creación de mapas de cobertura terrestre de siete municipios en Brasil utilizando el software ArcGIS Spatial Analyst, seguido por el cálculo de métricas de fragmentación cuantificables para cada municipio utilizando el software Fragstats. Además, se utiliza una revisión de la literatura para determinar cómo los rasgos de las especies afectan sus respuestas a la fragmentación del bosque. Los principales hallazgos indican que en áreas que sufrieron expansión agrícola, los parches de bosque restantes adquirieron formas más complejas con bordes más largos y perdieron una gran cantidad de área central, lo que afecta

negativamente a las especies altamente dispersivas o especializadas en el hábitat forestal central. Por otro lado, en áreas que sufrieron deforestación impulsada por los productos básicos, era más probable que los parches de bosque se volvieran menos agregados y crearan áreas centrales separadas, lo que afecta negativamente a los animales más pequeños y sedentarios que no viajan largas distancias. El estudio es importante porque vincula los factores de fragmentación individuales con las características del paisaje y los utiliza para predecir efectos sobre especies con rasgos particulares. Esta información resultará útil para los administradores forestales, particularmente en los municipios estudiados en este estudio, a la hora de decidir qué especies requieren medidas de protección adicionales. Además, se menciona que la metodología podría aplicarse a otros factores de fragmentación forestal, como los incendios forestales.

Como señalan Muhammed & Elias (2021). En su artículo denominado, Análisis de fragmentación de hábitat a nivel de clase y paisaje en el parque nacional de las montañas Bale, sureste de Etiopía. El propósito de este estudio fue medir la estructura ecológica del paisaje y el grado de fragmentación del hábitat en el Parque Nacional de las Montañas Bale. El enfoque teórico utilizado se basó en la interpretación de imágenes Landsat de 1985, 1995, 2005 y 2017 con ArcGIS 10,3, así como en el análisis de métricas estructurales del paisaje utilizando FRAGSTATS 4,2,1. La metodología empleada incluyó la interpretación de imágenes Landsat para determinar el cambio de uso del suelo/cobertura del suelo, así como el análisis de métricas estructurales del paisaje con FRAGSTATS 4,2,1. Los principales hallazgos revelaron una tendencia a la baja en todas las clases de cobertura terrestre, excepto en los suelos agrícolas, con los pastizales mostrando la mayor reducción de área. Durante el período de estudio, se observó una progresiva fragmentación del área de estudio, indicada por el valor escalado del número de parches (40,22%), el índice de forma medio ponderado por área (18,84%), la densidad de los bordes (22,27%), y una disminución en el tamaño medio del parche (28,68%) y el área central (10,60%). Como conclusión, se encontró una gran pérdida de área disponible para las especies dependientes del núcleo, particularmente para el Mountain nyala en las praderas y bosques, el lobo etíope en las regiones afro-alpinas y el mono Bale en el bosque de

bambú. Tanto los bosques como los pastizales necesitan una prioridad de conservación, ya que estos hábitats fueron los más fragmentados y perdidos.

Según los hallazgos de Rhodes et al. (2021). En su artículo científico denominado, Métricas de cobertura, desgaste y parches de vegetación leñosa durante ocho décadas en el centro de Texas, Estados Unidos. El propósito de este estudio es analizar la invasión de plantas leñosas en los ecosistemas de pastizales, centrándose en las cuencas hidrográficas de Bennett y Sulphur Creek de Lampasas Cut Plain en el centro de Texas. El enfoque teórico utilizado se basa en la evolución de las filosofías de gestión de la invasión de plantas leñosas, desde la erradicación total de la cubierta vegetal leñoso hasta un enfoque en mosaico que beneficia al ganado, la vida silvestre y los objetivos recreativos. La metodología empleada incluyó la extracción de características basada en objetos para calcular la cobertura de plantas leñosas y el uso de Fragstats para las métricas de parches de paisaje. Los principales hallazgos revelaron una disminución neta de la cobertura total de plantas leñosas desde 1938 hasta 1940 y hasta 2018, con variaciones intermedias a medida que cambiaron los paradigmas de gestión. Se observó un patrón de disminución, crecimiento y estabilización en las cuencas de Bennett Creek, pero no fue evidente en Sulphur Creek. Además, se encontró que menos del 10% de la cobertura leñosa inicial de 1938 a 1940 permaneció en 2018, a pesar de que la cobertura total pasó por varias fases de expansión/reducción. Estos hallazgos subrayan la importancia de los conjuntos de datos a largo plazo y el conocimiento local en la aplicación e interpretación de paradigmas de gestión históricos. Como limitación, el estudio menciona posibles factores adicionales que podrían influir en la invasión de plantas leñosas, como el cambio climático o la actividad humana.

En un estudio reciente por Zhang et al. (2021). Titulado, Caracterización de los cambios en la cobertura terrestre y la fragmentación forestal a partir de observaciones Landsat multitemporales (1993-2018) en la Reserva de Caza Dhorpatan, Nepal. El propósito de este estudio es caracterizar las tendencias de la cobertura del suelo y la fragmentación de los bosques en la Reserva de Caza Dhorpatan (DHR) de Nepal, con el fin de proporcionar información para el desarrollo de planes específicos de conservación de la biodiversidad. El enfoque teórico utilizado se centra en la relación



entre las fuerzas naturales, las actividades antropogénicas y su impacto en la cobertura del suelo, la fragmentación de los bosques y la biodiversidad. La metodología empleada incluyó el uso de imágenes Landsat entre 1993 y 2018, un algoritmo de máquina de vectores de soporte para clasificar seis clases de cobertura terrestre y modelos de procesos paisajísticos junto con métricas paisajísticas para representar las situaciones de fragmentación forestal. Los principales hallazgos revelaron un aumento en la cobertura forestal y una disminución de los pastizales durante el período estudiado. La reducción de los bosques fue responsable de la pérdida de bosques, lo que sugiere que la pérdida de cobertura forestal redujo la conectividad entre áreas forestales y no forestales. Además, se observó que la expansión fue el componente dominante del proceso de restauración forestal, evitando la aparición de bosques aislados. El análisis también reveló que los bosques estaban más fragmentados en 2011, según las métricas de densidad de borde y dimensión fractal del área del perímetro, así como el índice de agregación. Como limitación, el estudio menciona posibles factores adicionales que podrían influir en la cobertura del suelo y la fragmentación de los bosques, como el cambio climático o la actividad humana, y cómo estos factores podrían afectar las conclusiones del estudio.

En una investigación reciente (Muhammed y Elias, 2021). Titulado, Los efectos del cambio de paisaje en la diversidad y estructura de las plantas en el Parque Nacional de las Montañas Bale, sureste de Etiopía. El propósito de este estudio es determinar los efectos del cambio del paisaje inducido por el hombre en la composición y estructura florística del Parque Nacional de las Montañas Bale en Etiopía. El enfoque teórico utilizado se centra en la relación entre la actividad humana y los cambios en el paisaje, así como en la evaluación de los efectos de estos cambios en la flora del parque. La metodología empleada incluyó la recolección sistemática de datos de vegetación en 96 parcelas de muestra dispuestas a lo largo de 24 transectos lineales en diferentes tipos de cobertura terrestre. Se utilizó el software R versión 3,5,2 y FRAGSTATS versión 4,2,1 para el análisis de la composición de la vegetación y la estructura del paisaje. Los principales hallazgos revelaron que el número y tamaño de los parches tuvieron efectos significativos en la riqueza de especies, la diversidad y el área basal. Además, se encontró que el hábitat del borde presentaba una mayor

riqueza de especies, diversidad y área basal media de las especies leñosas en comparación con el hábitat interior. El estudio concluyó que el parque es florísticamente rico y diverso, pero está experimentando una disminución gradual debido a las actividades antropogénicas. Se recomienda implementar una estrategia de gestión ambiental integrada que combine el uso sostenible de los recursos naturales para minimizar las amenazas. Como limitación, el estudio menciona posibles factores adicionales que podrían influir en la composición y estructura florística del parque, así como la necesidad de considerar otros aspectos ambientales y humanos que podrían afectar las conclusiones del estudio.

De acuerdo con una investigación previa (Pyngrope et al., 2021). En su artículo científico titulado, Investigar la fragmentación de los bosques a través de conjuntos de datos de observación del suelo y análisis métricos en el área de la selva tropical. El propósito de este estudio es investigar la transición en las clases de cobertura forestal y su fragmentación en el distrito de Jaiñtia Hills de Meghalaya, India, debido a las extensas operaciones mineras, la deforestación, los zumbidos y la erosión del suelo, así como el estrés poblacional en el área de estudio. El enfoque teórico utilizado se basa en el análisis de datos satelitales (imágenes multiespectrales de Landsat 5 y 8) de 1995, 2001, 2007 y 2015, clasificados mediante el método de clasificación supervisada. La metodología empleada incluyó el cálculo de métricas del paisaje de las imágenes clasificadas utilizando FRAGSTATS, y se encontró que la precisión general de la clasificación varió entre 85% y 91.67% en los diferentes años estudiados. Los principales hallazgos revelaron un aumento en el bosque denso con un aumento en el número de parches de 1995 a 2007, así como una disminución en la cubierta no forestal con un aumento en el número de parches de 2001 a 2015, lo que sugiere una mayor fragmentación. Durante el período de estudio, se informó que el 8,13% del bosque denso aumentó y el 19,47% de las áreas no boscosas disminuyeron. En general, el estudio destaca los cambios en la distribución del área forestal que podrían ayudar a los responsables de políticas a adoptar estrategias apropiadas de conservación forestal. Una limitación potencial de este estudio podría ser la falta de consideración de otros factores que podrían influir en la transición de

las clases de cobertura forestal, como cambios en las prácticas agrícolas o factores climáticos.

### **2.3.2. Antecedentes Nacionales**

La investigación de Puerta y Iannacone (2023), titulada "Análisis de la cobertura forestal en el Parque Nacional Tingo María (Perú) mediante el algoritmo forestal aleatorio | Análisis de la cobertura boscosa del Parque Nacional Tingo María (Perú) utilizando el algoritmo random forest", tuvo como objetivo analizar la dinámica de la cobertura forestal en el Parque Nacional Tingo María (PNTM) y su zona de amortiguamiento (ZA) en la región Huánuco, Perú, frente al avance de la deforestación. Teóricamente, se enmarcó en principios de ecología del paisaje y conservación ambiental, destacando la función de las áreas protegidas en la preservación de la biodiversidad. Metodológicamente, se emplearon imágenes Sentinel-2 clasificadas con el algoritmo Random Forest, generando mapas de cobertura forestal para los años 2017, 2019, 2021 y 2023. Los hallazgos indicaron bajas tasas de cambio de bosque a no bosque dentro del PNTM, sugiriendo que el área ha mantenido su cobertura vegetal, mientras que en la ZA se observaron mayores tasas de deforestación y fragmentación. El estudio no menciona limitaciones explícitas, pero la dependencia de datos satelitales y la precisión del algoritmo podrían considerarse posibles limitantes.

### **2.3.3. Antecedentes Regionales o Locales**

De acuerdo con una investigación anterior realizada por Alarcon Aguirre et al. (2021), titulado, Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonia peruana: un estudio de caso en Madre de Dios. El propósito de este estudio es analizar la dinámica de la pérdida de bosques y los cambios de uso de suelo en la región de Madre de Dios, en la Amazonia occidental del Perú, durante el período de 1999 a 2018. El enfoque teórico utilizado se centra en la aplicación de técnicas de teledetección, específicamente el uso de imágenes Landsat 5 Thematic Mapper (TM) y 8 Operational Land Imagery (OLI), así como la clasificación supervisada denominada Neural Net para procesar las imágenes. La metodología empleada incluye procedimientos de validación utilizando puntos de verificación de campo e imágenes de teledetección de media y alta resolución de diferentes sensores, como

SPOT-5, PlanetScope, WorldView y Drone. Los principales hallazgos revelan una pérdida de bosque de 1698.63 km<sup>2</sup> durante el período estudiado, con una tasa anual de pérdida del 0,21% y una pérdida promedio de 59,28 km<sup>2</sup> por año. Además, se encontró que la agricultura es la principal responsable del avance de la deforestación, representando el 72,90% de la conversión de bosques a otros usos de la tierra, mientras que la minería de oro tiene una mayor incidencia en sectores específicos. Las conclusiones derivadas de este estudio resaltan la grave amenaza que enfrenta la región de Madre de Dios debido a la pérdida de bosques, principalmente atribuida a la expansión agrícola y la minería de oro. Estos hallazgos proporcionan información crucial para comprender las dinámicas de cambio de uso de suelo en la región y subrayan la necesidad de implementar medidas efectivas de gestión del territorio para mitigar estas amenazas.

El estudio de Chavez (2014). titulado "Dinámica paisajística de la deforestación amazónica entre 1986 y 2007 en el sureste del Perú: impulsores de políticas e implicancias viales", tiene como objetivo analizar cómo las políticas públicas han influido en la deforestación y fragmentación de bosques en la región de Madre de Dios, Perú, entre 1986 y 2007. Teóricamente, se basa en la relación entre políticas públicas y cambios en el uso del suelo, destacando cómo diferentes incentivos políticos pueden generar trayectorias no lineales en la deforestación. Metodológicamente, el autor utiliza imágenes satelitales clasificadas de Landsat TM, ETM+ y Aster en intervalos de 5 años (1986-2001) y bianuales (2001-2007) para observar las transiciones en la cobertura del suelo y aplicar métricas de fragmentación que analizan tamaño, densidad, conectividad y configuración de las clases de cobertura. Los principales hallazgos indican que las políticas distintas promovieron trayectorias de deforestación y fragmentación diversas, lo que sugiere la influencia significativa de las decisiones políticas en la dinámica de los paisajes amazónicos. El estudio ofrece nuevas herramientas de monitoreo para entender la complejidad del cambio ambiental y sugiere la necesidad de considerar las implicancias de las políticas en la conservación ambiental. No se mencionan limitaciones explícitas, aunque la dependencia de imágenes satelitales podría influir en la precisión de los resultados.

El estudio "Análisis Multi-temporal de la Fragmentación de Bosques en la cuenca Chonta, Tambopata – Madre de Dios" abordará aspectos no explorados en investigaciones anteriores al enfocarse en la evolución temporal de la fragmentación del bosque en esta región específica. A diferencia de investigaciones previas que podrían haber examinado la fragmentación en un solo momento en el tiempo, este estudio se propone analizar cómo ha evolucionado la fragmentación a lo largo de varias décadas, lo que permitirá comprender mejor la dinámica de cambio en el paisaje forestal. Además, este estudio buscará no solo cuantificar la fragmentación, sino también identificar las causas subyacentes de este fenómeno. Se espera que este enfoque proporcione una comprensión más completa de los factores que contribuyen a la fragmentación del bosque en la cuenca Chonta, lo que a su vez podría informar estrategias de conservación más efectivas. En síntesis, este estudio complementa la investigación previa al proporcionar una visión detallada y a largo plazo de la fragmentación del bosque en la cuenca Chonta, así como al explorar las causas subyacentes de este fenómeno. Esto contribuirá a un mayor entendimiento de la dinámica de cambio en el paisaje forestal de la región, y potencialmente informará medidas de conservación más efectivas.

### **III. HIPÓTESIS Y VARIABLES**

#### **3.1. Hipótesis**

##### **3.1.1. Hipótesis general (H<sub>1</sub>)**

- ✓ La fragmentación del bosque en la cuenca de Chonta ha aumentado progresivamente entre los años 1982 y 2019, como resultado de factores como la expansión de la frontera agropecuaria, el desarrollo de infraestructura vial y la urbanización no planificada. Se espera encontrar una tendencia estadísticamente significativa al incremento en métricas espaciales de fragmentación del bosque a lo largo del periodo analizado, así como una mayor proporción relativa de los cambios atribuibles a factores antrópicos en comparación a causas naturales.

### 3.1.2. Hipótesis específica

- ✓ La tasa de pérdida de bosque ha aumentado de forma significativa entre 1984 y 2019. Asimismo, existen patrones temporales específicos en el proceso de deforestación en ese periodo.
- ✓ Las métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque muestran una tendencia estadística positiva en el periodo analizado.
- ✓ Los principales factores antrópicos detrás de la fragmentación boscosa han sido la expansión agrícola y ganadera, la construcción de infraestructura y la extracción de madera, entre otros.

### 3.2. Identificación de variables e indicadores

Se consideraron las siguientes variables:

- ✓ **Variable Independiente (causa):** Comportamiento de los bosques por las actividades antrópicas (cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca), mediante la clasificación de las imágenes de satélite.
- ✓ **Variable Dependiente (efecto):** actividades antrópicas a nivel de deforestación y fragmentación de los bosques en la cuenca. Validado mediante la resolución espacial, la precisión de la clasificación de la cobertura del suelo, la corrección atmosférica, entre otras.

Relación que guarda los objetivos específicos y las variables:

Objetivo específico 1: Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.

Relación con las variables:

- ✓ Variable independiente: Comportamiento de los bosques por las actividades antrópicas (cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca), mediante la clasificación de las imágenes de satélite.
- ✓ Variable dependiente: Actividades antrópicas a nivel de deforestación, validado mediante la resolución espacial, la precisión de la clasificación de la cobertura del suelo, la corrección atmosférica, entre otras.

El cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca, identificado a través de la clasificación de imágenes de satélite, se relaciona con la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019. Este cambio en la cobertura boscosa es la variable independiente que se busca cuantificar en relación con el objetivo de cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa.

Objetivo específico 2: Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de bosque entre 1984 y 2019.

Relación con las variables:

- ✓ Variable independiente: Comportamiento de los bosques por las actividades antrópicas (cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca), mediante la clasificación de las imágenes de satélite.
- ✓ Variable dependiente: Actividades antrópicas a nivel de fragmentación de los bosques en la cuenca, validado mediante la resolución espacial, la precisión de la clasificación de la cobertura del suelo, la corrección atmosférica, entre otras.

El cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca, identificado a través de la clasificación de imágenes de satélite, se relaciona con la evolución de métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque entre 1984 y 2019. Este cambio en la cobertura boscosa es la variable independiente que se busca analizar en relación con el objetivo de determinar tendencias significativas en la evolución de la fragmentación de los bosques.

Objetivo específico 3: Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 y 2019.

Relación con las variables:

- ✓ Variable independiente: Comportamiento de los bosques por las actividades antrópicas (cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca), mediante la clasificación de las imágenes de satélite.

- ✓ Variable dependiente: Actividades antrópicas a nivel de fragmentación de los bosques en la cuenca, validado mediante la resolución espacial, la precisión de la clasificación de la cobertura del suelo, la corrección atmosférica, entre otras.

El cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca, identificado a través de la clasificación de imágenes de satélite, se relaciona con la identificación de los factores antrópicos principales que han contribuido a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 y 2019. Este cambio en la cobertura boscosa es la variable independiente que se busca relacionar con los factores antrópicos que han contribuido a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso.

### **3.3. Operacionalización de variables**



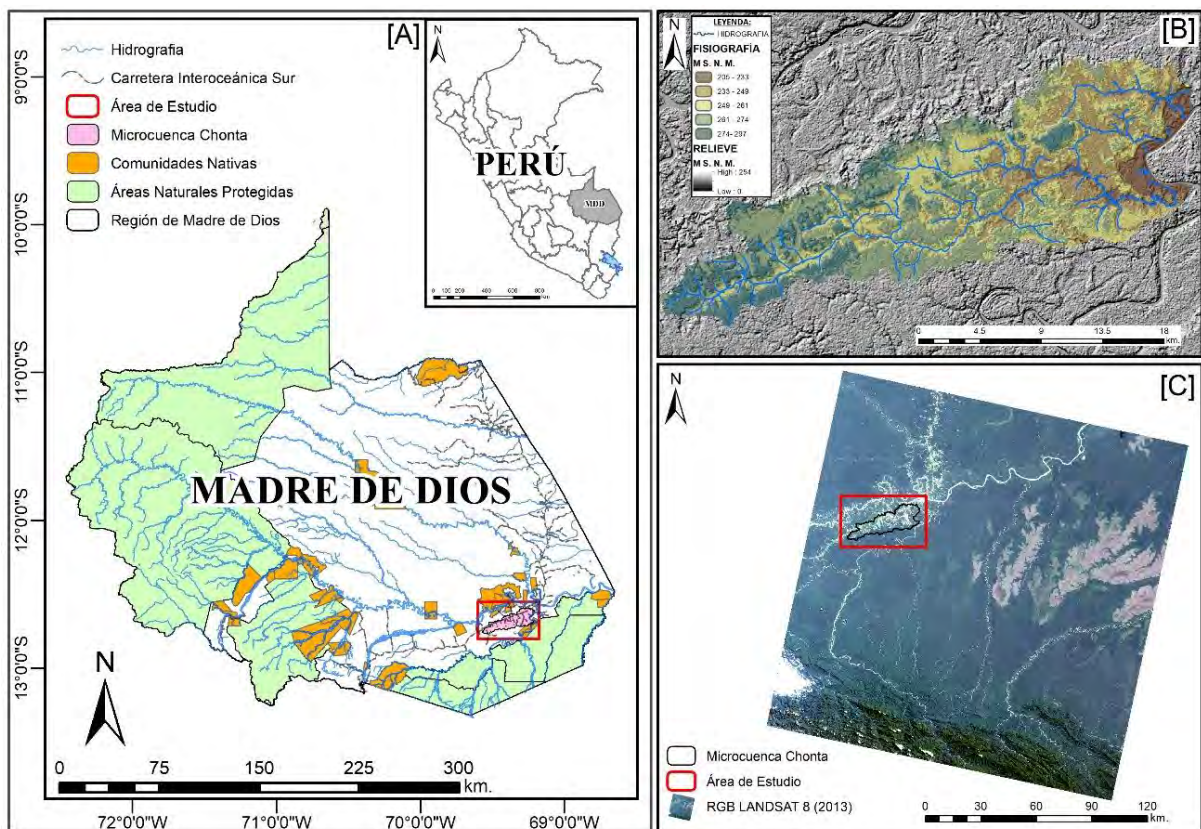
**Tabla 1.** Operacionalización de variables, indicadores e instrumentos.

Objetivos	Variables	Indicadores	Instrumentos
<p><b>Objetivo específico. 01:</b></p> <p>Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.</p>	<p>Cambio en la cobertura del bosque debido a actividades antrópicas.</p>	<p>% de cambio en la cobertura boscosa, extensión de áreas deforestadas, clasificación de imágenes de satélite para cuantificar el cambio a lo largo del tiempo.</p>	<p>Análisis de imágenes de satélite, sistemas de información geográfica (SIG), modelos de detección remota.</p> <p>Software ENVI 5.3 Software ArcGIS 10,3</p>
<p><b>Objetivo específico. 02:</b></p> <p>Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de bosque entre 1984 y 2019.</p>	<p>Fragmentación de los bosques en la cuenca.</p>	<p>Índices de fragmentación espacial, tamaño y forma del bosque, cambios en la conectividad del paisaje a lo largo del tiempo.</p> <p>Análisis de paisaje, cambios en la forma y distribución de los remanentes de bosque, identificación de barreras físicas y antrópicas que afectan la conectividad.</p>	<p>Análisis de paisaje, sistemas de información geográfica (SIG), teledetección espacial.</p> <p>Software ENVI 5.3 Software ArcGIS 10,3 Software Fragstats v4.2</p>
<p><b>Objetivo específico. 03:</b></p> <p>Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 y 2019.</p>	<p>Cambio en la cobertura de bosques debido a actividades antrópicas.</p>	<p>Registro de actividades humanas (agricultura, urbanización, infraestructura), cambios en el uso del suelo, expansión de la frontera agrícola a lo largo del tiempo.</p> <p>Análisis de impacto de actividades humanas en la fragmentación, cambios en la conectividad del paisaje, identificación de barreras físicas y antrópicas que afectan la conectividad a lo largo del tiempo.</p>	<p>Análisis de conectividad del paisaje, teledetección espacial, sistemas de información geográfica (SIG).</p> <p>Software ENVI 5.3 Software ArcGIS 10,3 Software Fragstats v4.2</p>

## IV. METODOLOGÍA

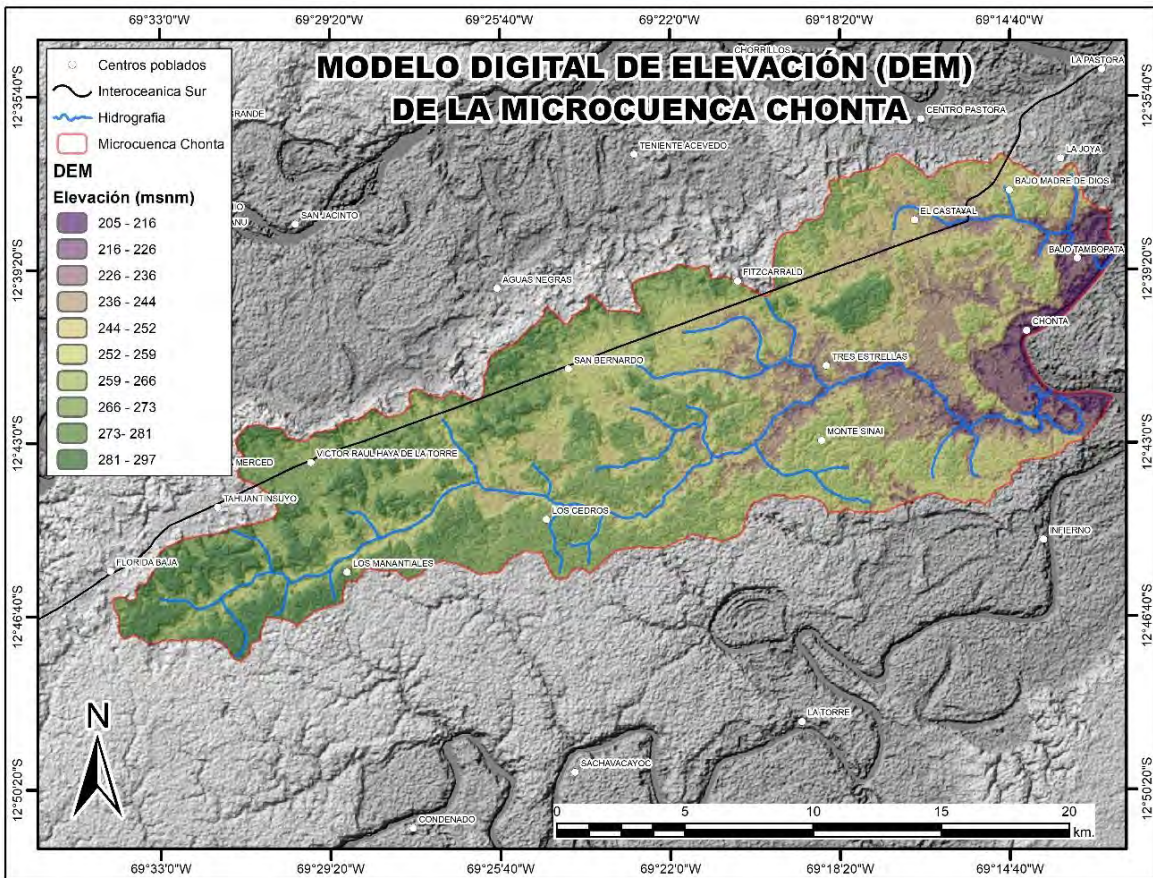
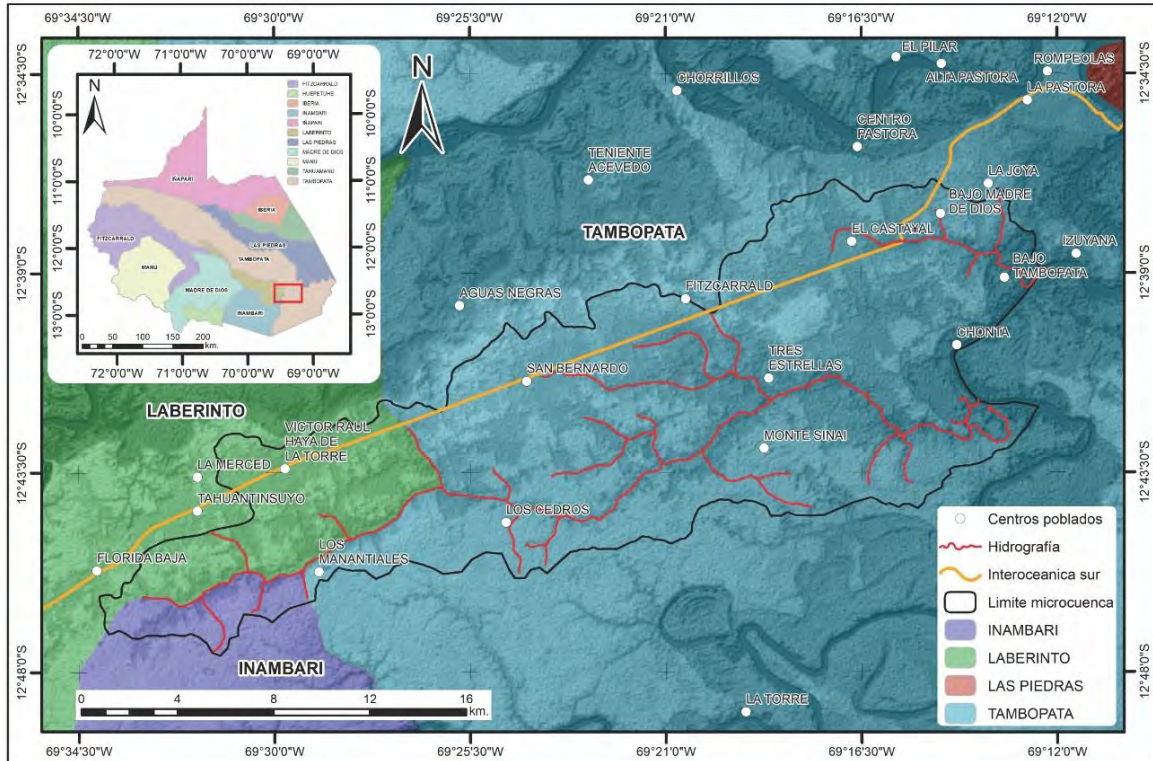
### 4.1. Ámbito de estudio: Localización política y geográfica

El Departamento de Madre de Dios, que alberga la cuenca Chonta políticamente, se ubica al sur del territorio peruano, límites con el Departamento de Puno al sur, Cusco al oeste y Ucayali al norte; la cuenca abarca tres provincias (Tambopata, Laberinto e Inambari) (Manrique y Delgado, 2016) e incluye 11 centros poblados (Bajo Madre de Dios, El Castañal, Bajo Tambopata, Chonta, Fitzcarrald, Tres Estrellas, Monte Sinaí, San Bernardo, Los Cedros, Víctor Raúl Haya de La Torre y Los Manantiales) (Canahuire-Robles et al., 2023). La delimitación de la cuenca Chonta es indispensable para los análisis territoriales, ya que es la unidad fundamental que influye en las poblaciones. Para ello, se utilizaron Modelos de Elevación Digital (DEM) obtenidos del satélite HALOS PALSAR (12 m de resolución), lo que permitió determinar un área de 33 488,86 ha, un perímetro de 121,37 km y una altitud fluctuante entre 205-297 m.s.n.m.



**Figura 1.** Mapa de ubicación de la cuenca Chonta, descripción de la figura, [A] ubicación del departamento de Madre de Dios y la cuenca Chonta, enmarcada por un rectángulo de color rojo. [B] fisiografía de la cuenca Chontamostrando una elevación máxima de 297 m y mínima de 205 m sobre el nivel del mar (m s. n. m.). [C] imagen del satélite Landsat 8 del sensor OLI\_TIRS del 2019, presenta 30 m de resolución, zona geográfica correspondiente (ROW 69).





**Figura 2.** La cuenca Chonta abarca los distritos: Tambopata, Laberinto e Inambari; además de los 11 centros poblados dentro de la cuenca. Una imagen de elevación DEM de la misma muestra que se encuentra simbolizado en diez categorías, con una elevación máxima de 297 metros y una elevación mínima de 205 metros sobre el nivel del mar.

La distribución de la precipitación en la cuenca Chonta muestra un patrón donde hay más precipitaciones en las partes altas y menos en las partes bajas. La parte alta recibe un promedio anual de 409 mm de precipitación, mientras que en la parte baja la cifra es de 200 mm por año, y en la zona media se registran entre 250 y 300 mm al año. No obstante, el sistema de drenaje en la cuenca es inadecuado, lo que significa que el agua superficial debe recorrer una distancia media de 830 metros antes de llegar al río principal (Agapito-Quispe, 2023).

La población local en la cuenca Chonta está mayormente compuesta por comuneros, con una minoría de inmigrantes atraídos por la agricultura y la ganadería. Recientemente, se ha observado un aumento demográfico debido a la pavimentación de la carretera interoceánica, proyectando que la cuenca albergará aproximadamente 401 habitantes. Las actividades económicas comprenden la agricultura, ganadería, ecoturismo, recreación, industria y comercio, siendo la agricultura responsable del 50% y la ganadería del 35% de la actividad económica. La principal fuente de empleo es el trabajo informal vinculado a la producción de papaya y maíz, con un aumento de empleos temporales durante la preparación de terrenos y la cosecha. En los últimos años, ha aumentado el número de centros recreativos que utilizan el agua y las áreas cercanas al río, lo que ha generado una mayor acumulación de desechos y residuos sólidos en la cuenca. Además, a través de la carretera hacia la comunidad de Infierno, llegan turistas que se alojan en albergues para realizar turismo de naturaleza o ecoturismo, aunque no necesariamente en la cuenca Chonta, sino en áreas circundantes. A pesar de su baja productividad, la agricultura se mantiene a lo largo de la cuenca Chonta, con cultivos como arroz, cítricos, plátanos, pastos, cacao, entre otros, y la cría de ganado para la producción de leche y carne, así como la crianza de aves de corral para el consumo local (Agapito-Quispe, 2023; Alarcón et al., 2016; Baez et al., 2017; Canahuire-Robles et al., 2023).

#### **4.2. Tipo y nivel de investigación**

Según el planteamiento del problema y los objetivos planteados, el presente estudio es de **tipo cualitativo**; ya que está orientada a mejorar, perfeccionar el funcionamiento de los sistemas, observación, reflexión, diseño y praxis de la necesidad de análisis del objeto de investigación que puede ser un sistema, Con un

**nivel de investigación descriptivo correlacional**; porque describimos los datos y características de los cambios que ocurrieron en la cuenca Chonta mediante las imágenes de satélite, y su **clasificación es longitudinal**, porque se analiza cambios a través del tiempo (Guevara et al., 2020).

#### **4.3. Unidad de análisis**

La unidad de análisis seleccionada es la cuenca Chonta, la cual se evaluará específicamente a nivel de tamaño y morfología de los parches. Este enfoque permite una comprensión detallada de la estructura espacial y la dinámica ecológica dentro de la cuenca.

La población de estudio comprende el bosque de la cuenca Chonta, con un área de 33 488,86 ha y un perímetro de 121,37 km. Esta cuenca es el corazón de un enorme ecosistema forestal que alberga una gran diversidad de seres vivos.

Para el primer objetivo específico, que busca cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa y analizar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación, se reconoce que la precisión de la interpretación de los cambios en la cobertura boscosa a lo largo del tiempo podría depender más de la calidad y la consistencia de los datos espaciales utilizados en diferentes momentos, así como de la precisión de las técnicas de análisis temporal. Por ejemplo, al comparar imágenes satelitales de diferentes años, la precisión en la identificación de áreas deforestadas y la medición de la pérdida de cobertura boscosa dependerá de la resolución y la calidad de las imágenes utilizadas, así como de la precisión de los algoritmos de análisis temporal para detectar cambios significativos en la cobertura boscosa a lo largo de las décadas.

En cuanto al segundo objetivo, que busca determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque, se reconoce que la precisión de este análisis podría depender más de la calidad de los datos espaciales y de la robustez de las métricas utilizadas para medir la fragmentación, en lugar de depender exclusivamente de un tamaño de muestra estático. Por ejemplo, al calcular métricas como el índice de forma de los fragmentos de bosque a lo largo del tiempo, la precisión de estas mediciones dependerá de la calidad de los datos espaciales utilizados y de la precisión de las métricas en capturar

cambios significativos en la configuración espacial de los fragmentos de bosque a lo largo de las décadas estudiadas.

Para el tercer objetivo, que busca identificar los factores antrópicos que han contribuido a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso, se reconoce que la precisión en la identificación de estos factores podría depender más de la calidad de los datos socioeconómicos y ambientales utilizados, así como de la precisión de las técnicas de análisis espacial. Por ejemplo, al identificar la influencia de factores como la expansión de la agricultura, la urbanización o la construcción de carreteras en la fragmentación de los bosques, la precisión de estas conclusiones dependerá de la calidad de los datos socioeconómicos utilizados y de la precisión de las técnicas de análisis espacial para identificar patrones significativos de cambio en la conectividad del ecosistema boscoso a lo largo del tiempo.

En concreto, afirmamos que, dada la naturaleza de los objetivos específicos planteados, se reconoce que la precisión de la investigación parece depender más de la calidad y consistencia de los datos espaciales y temporales, así como de las técnicas de análisis utilizadas, que de un tamaño de muestra estático.

#### 4.4. Técnicas de recolección de información

Esta sección se encuentra organizada por objetivos específicos

**Tabla 2.** Información que se requiere por cada objetivo específico.

Nº	Objetivos específicos	Información que se requiere por objetivo
1		Determinar la cuenca Chonta: se utilizó imágenes de satélite "Modelo Digital de Elevación" (DEM).
	Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.	Para la corroboración del perímetro de la cuenca se determinó con información cartográfica en formato (shapefiles).
		Para el cambio y uso de suelos: se utilizaron imágenes satelitales landsat 5 y 8 (OLI). Las imágenes de satélite no sobrepasaron el 10% de nubosidad.
	Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque entre 1984 y 2019.	Para la tasa de deforestación: la información se extrajo de la clasificación de bosque y no bosque en formato (shapefiles). Para el análisis y la comparación de las métricas del paisaje: la información se extrajo de la clasificación de bosque y no bosque, la misma que se cargara al software FRAGSTATS v4,2.

---

2	<p>Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 y 2019.</p>	<p>Para la identificación de los factores antrópicos se utilizarán imágenes del satélite de Google Maps utilizando el software SAS.Planet_230909. Asimismo, se realizó una revisión bibliográfica detallada.</p>
---	--	--

---

Se tiene que tener en consideración que la información que se utilizó en todo el proceso se obtuvo de las páginas web de libre descarga.

Para la obtención de la información de la cuenca Chonta, se utilizó la herramienta “Landsat Acquisition Tool”, que nos permitió identificar el barrido de la huella de mapeo de Landsat ubicada en la página web ([https://landsat.usgs.gov/landsat\\_acq](https://landsat.usgs.gov/landsat_acq)), la misma que permitió identificar la escena que abarca el área de estudio (Path: 2 y Row: 69) y realizar las descargas de las imágenes Landsat.

En el caso de la selección de las imágenes se consideraron los siguientes puntos:

- ✓ Para este estudio, se ha procurado obtener imágenes de satélite cada 5 años, siguiendo la recomendación de la (FRA, 2023). Sin embargo, en el caso de las imágenes ópticas de la constelación Landsat, es común que presenten nubosidad, especialmente en el área de estudio. Por ejemplo, se monitorea la cobertura forestal en una región específica y las imágenes Landsat del quinto año están nubladas, se puede considerar y/o utilizar las imágenes del año siguiente.
- ✓ Sitio de libre descarga de imágenes de satélite, donde se utilizó las páginas web [www.glovis.usgs.gov](http://www.glovis.usgs.gov) (plataforma GloVis), para las descargas de las imágenes del satélite Landsat 5 y Landsat 8 (OLI).
- ✓ Cobertura de nubes: se descargaron imágenes de satélite que presentaron cobertura de nubes, que no sobrepasaran el 10% de la superficie del área de estudio.
- ✓ Asimismo, se utilizó la página web <https://www.geogpsperu.com/> (GEO GPS PERÚ), donde se encontró información cartográfica en formato (shapefile), en este caso para la ubicación del área de estudio y la obtención de las cuencas hidrográficas del Perú, las mismas que se encuentran georreferenciadas.



- ✓ También se utilizó la página web <https://www.planet.com/> (plataforma Planet Explorer), para las descargas de las imágenes DEM del satélite ALOS PALSAR, con una resolución nativa de 30 y 12,5 metros Re-muestreados de manera multitemporal.
- ✓ Resolución de la Imagen, las imágenes que se descargaron presentan una resolución Espacial como son: pancromática 15 m; multiespectral 30 m y en el infrarrojo lejano o termal 60 m. la misma que es una resolución óptima para la identificación de la Cobertura de la Tierra. En el caso de las imágenes DEM, que crepón de al satélite de ALOS PALSAR, la resolución es de 12,5 m.

#### **4.5. Técnicas de análisis e interpretación de la información**

En este apartado se utilizaron tres softwares, comenzando con ArcMap 10.8.1. Este software es esencial para realizar un análisis exhaustivo y preciso de la cuenca, ya que ofrece una amplia gama de herramientas avanzadas de análisis espacial. En particular, ArcMap 10.8.1 facilita la interpretación de Modelos Digitales de Elevación (DEM), permitiendo la delimitación de la cuenca.

Asimismo, el software EMVI 5.3, nos ayudó a analizar las imágenes del satélite Landsat 5 y 8 (OLI), para la obtención de las clasificaciones de bosque y no bosque, con las distintas herramientas que posee el software, la misma que nos apoyó a la interpretación de las imágenes y el reconocimiento de las áreas de interés.

Por otro lado, posterior al análisis en el software EMVI 5.3, se retorna al software ArcMap 10.8.1, ya que este software presenta herramientas para la mejor presentación de las imágenes y la conversión de formato ráster a formato vectorial y de esta manera obtener información cuantitativa.

Posterior a la obtención de la información vectorial, se podrá realizar una sistematización de los valores extraídos de los vectores, en una tabla Excel digital y obtener la tasa de deforestación por año.

Cabe mencionar que para la obtención de los índices de paisaje se utilizó el software FRAGSTATS v4,2, este software ayudó a analizar los distintos índices de paisaje en la cuenca Chonta, a partir de la información vectorial de la clasificación de bosque y



no bosque, brindándonos una serie de datos que fueron sistematizadas en una tabla Excel para la generación de las figuras y su posterior interpretación.

Es de esta manera que se utilizaron los distintos softwares y sus herramientas para el análisis de los datos, ya que sin estos softwares el análisis sería casi imposible por la magnitud de datos que se presenta por cada imagen de satélite, es de esta manera que se presenta el siguiente orden de técnicas que se utilizaron y sus herramientas en un orden sistemático.

#### **4.5.1. Delimitación de la cuenca Chonta**

##### **4.5.1.1. Archivos utilizados para la delimitación de la cuenca Chonta**

Se utilizaron modelos digitales de elevación (DEM), los mismos que ayudo a delimitar la cuenca, se utilizó imágenes del satélite ALOS del sensor PALSAR, Presentando cuatro imágenes DEM, las mismas que se muestran en la tabla siguiente:

**Tabla 3.** Archivos DEM, descargados del satélite ALOS PALSAR.

<b>ID</b>	<b>ARCHIVOS</b>
<b>1</b>	AP_23106_FBD_F6930_RT1.dem.tif
<b>2</b>	AP_04989_FBS_F6920_RT1.dem.tif
<b>3</b>	AP_03895_FBS_F6930_RT1.dem.tif
<b>4</b>	AP_03895_FBS_F6920_RT1.dem.tif

Posterior a la descarga de las imágenes DEM, se realizó el mosaico de las imágenes que estuvieran abarcando toda el área de estudio en este caso la cuenca Chonta, presentando un mosaico único en formato Tif. Donde se utilizaron los softwares de ENVI y ArcMap.

#### **4.5.1.2. Delimitación de la cuenca hidrográfica**

Para este proceso se descargó un Modelo Digital de Elevación. Del servidor <https://search.asf.alaska.edu> y del satélite (ALOS PALSAR), para la delimitación de la cuenca Chonta.

#### **4.5.1.3. Herramientas de ArcMap, que se utilizaron para la delimitación de la cuenca Chonta**

##### **✓ Topo to Ráster**

Esta herramienta sirve para convertir los vectores a imágenes de elevación. Se utilizó para convertir las curvas de nivel que son un vector en una imagen ráster, la misma que sirve para realizar comparaciones con la imagen DEM, descargada del satélite ALOS PALSAR.

##### **✓ Fill**

Esta herramienta ayuda a llenar algunas deformidades que presentaron las imágenes DEM, para que la superficie de la cuenca Chonta, presenten entidades uniformes y coincidentes.

##### **✓ Flow Direction**

Esta herramienta ayuda a determinar la dirección del flujo del agua, en función a la información de cada uno de las celdas, expresándonos la información en porcentajes.

##### **✓ Flow Accumulation**

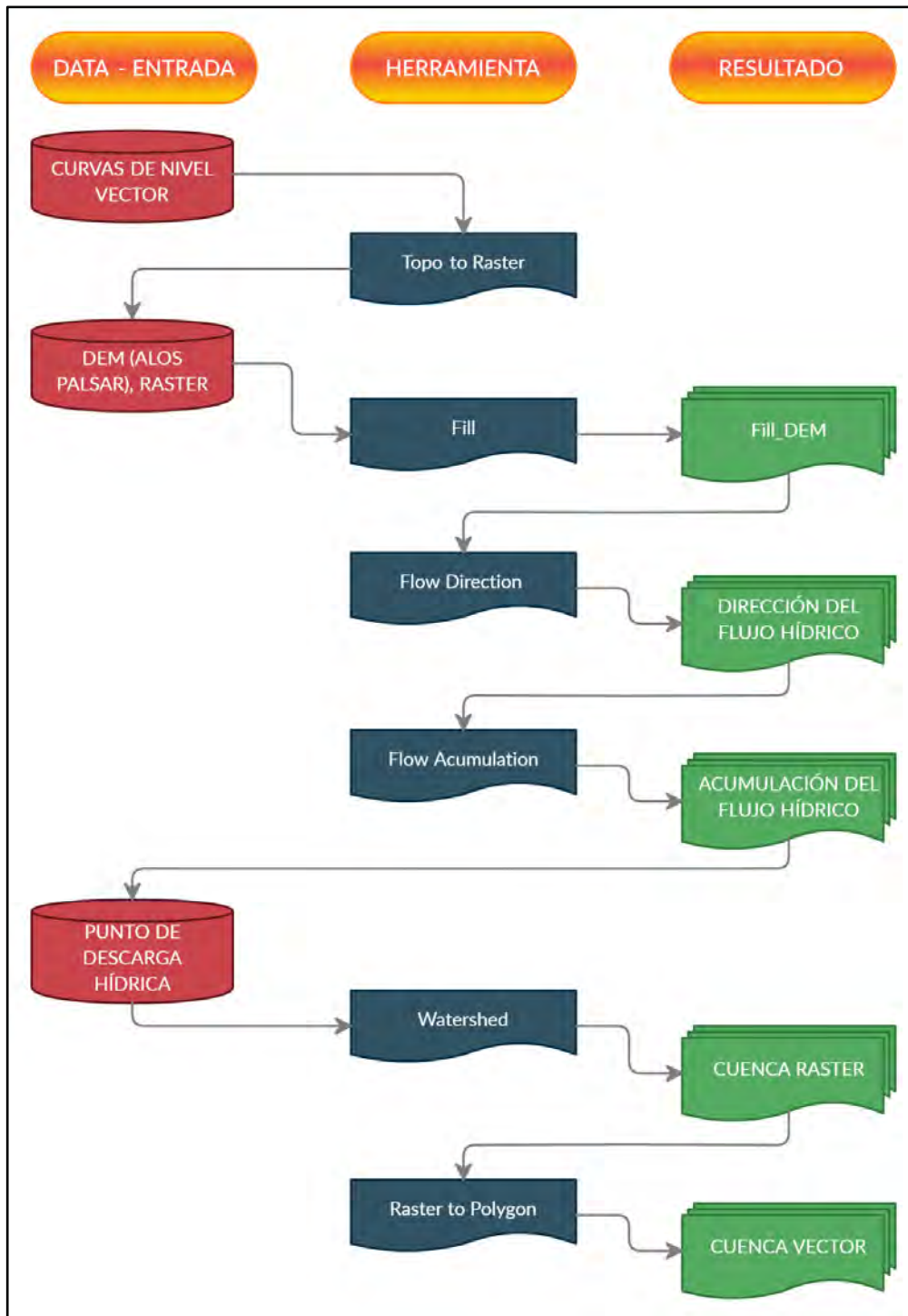
Esta herramienta ayuda a determinar el flujo acumulado en cada celda, mostrándonos un ráster de flujo acumulado para cada celda, determinando la acumulación de cada celda y para donde es la pendiente descendente.

##### **✓ Watershed**

Esta herramienta permite delimitar la cuenca Chonta, en función de un ráster de acumulación de flujo y la cantidad mínima de celdas que constituyen un arroyo (el valor de umbral).

### ✓ Ráster to Poliygon

Esta herramienta permite digitalizar el perímetro de la cuenca Chonta en un vector, mediante el ráster de la cuenca que se encuentra en valores enteros.



**Figura 3.** Diagrama del proceso y herramientas que se utilizaron para la delimitación de la cuenca Chonta.

## 4.5.2. Clasificación de las imágenes de satélite

### 4.5.2.1. Archivos utilizados (imágenes de satélite)

Se hizo uso de imágenes Landsat del satélite (L5 TM C1 Level-1), para los años 1984 del mes abril, 1992 del mes julio, 2000 del mes de mayo y 2007 del mes de junio. Asimismo, para las imágenes del satélite (L8 OLI / TIRS C1 Nivel-1), para los años 2013 del mes agosto y 2019 del mes de setiembre. Presentando seis imágenes, como se muestra en la siguiente tabla:

**Tabla 4.** Metadatos principales de las imágenes de Landsat 5 y 8, adquiridos para el estudio enumerados por años.

DESCRIPCIÓN	AÑOS DE LAS IMÁGENES					
	1984	1992	2000	2007	2013	2019
ADQUISICIÓN DE LA DATA	1984-04-26	1992-07-21	2000-05-24	2007-06-29	2013-08-16	2019-09-18
SENSOR ID	TM	TM	TM	TM	OLI TIRS	OLI TIRS
GENERACIÓN DEL SENSOR	5 TM	5 TM	5 TM	5 TM	8 OLI	8 OLI
CATEGORÍA DE COLECCIÓN	T1	T1	T1	T1	T1	T1
FILA WRS OBJETIVO	69	69	69	69	69	69
CUBIERTO DE NUBES	3.00	2.00	1.00	13.00	0.77	0.26
DATUM	WGS84	WGS84	WGS84	WGS84	WGS84	WGS84
UTM ZONE	19S	19S	19S	19S	19S	19S

### 4.5.2.2. Pre – procesamiento de las imágenes

Para este proceso se utilizó el software EMVI, donde se aplicaron las siguientes herramientas para realizar las correcciones.

#### ✓ Corrección geométrica

Este proceso no es necesario realizarlo, ya que las imágenes del satélite Landsat antes de publicar su información realizan la corrección, es de esta manera que nosotros descargamos las imágenes de nivel T1 que ya fueron corregidas geométricamente.

#### ✓ Corrección radiométrica

Es una de las herramientas denominada “landsat Calibration”, donde se realizan calibraciones de las imágenes de satélite respecto a la luminosidad de reflectancia o brillo.

### ✓ **Corrección atmosférica**

La herramienta “FLAASH”, se utilizó con el fin de eliminar las radiaciones intrínsecas y partículas de aerosoles, las mismas que son captadas por los sensores del satélite, manifestándose en las imágenes.

#### **4.5.2.3. Procesamiento de la clasificación digital**

La clasificación nos ayudó a categorizar las imágenes de satélite multibanda, con las herramientas del software ENVI, donde la herramienta “Region of Interest (ROI) Tool”, la misma que nos permitió seleccionar y clasificar áreas, en diferentes tipos de coberturas.

También se utilizó la herramienta de “Separabilidad de ROI / Jeffries-Matusita y de divergencia transformada.”, para la separabilidad espectral entre los pares de ROI.

Asimismo, se utilizó la clasificación de “máxima verosimilitud”, esta clasificación nos ayudó a discriminar las distribuciones, aplicándole la Chi cuadrado modificado. Donde el pixel se le asigna a la clase más próxima que probablemente pertenezca.

#### **4.5.2.4. Post-procesamiento de la clasificación**

Después de evaluar el resultado de la clasificación, se procede a realizar la limpieza y filtrado de los vectores que conforman la clasificación. Donde se utilizan las siguientes herramientas del software ENVI:

la herramienta post Clasificación denominada “Confusion Matrix Using Ground Truth ROIs”, nos ayudó a calcular matrices de confusión y métricas de precisión. También se utilizó la herramienta de “Majority/Minority Analysis”, que corresponde a la post Clasificación, por ejemplo, cuando realizamos la clasificación de imágenes, intentamos obtener el mejor resultado posible. A pesar de esto, a menudo el resultado de la clasificación, aunque es bueno, no es perfecto. En este caso, es posible mejorar el resultado utilizando algoritmos de procesamiento posterior. Incluyen procedimientos para combinar clases, suavizar los límites de áreas clasificadas, combinar áreas pequeñas, aislar áreas pequeñas. Se puede señalar que estos procedimientos se utilizan en varias combinaciones y secuencias, específicas para la tarea de clasificación. También se utilizó la herramienta clases de tamices denominado “Sieve Classes”, para tamizar los pixeles que se encontraron aislados en

la clasificación, los mismos que posteriormente fueron eliminados mediante agrupación de blobs, y para finalizar con el post-procesamiento de la clasificación se utilizó la herramienta de clases grupales denominada “Clump Classes”, esta herramienta nos ayudó a agrupar áreas adyacentes clasificadas, mediante operadores morfológicos, las clases seleccionadas se agruparon al realizar primero una operación de dilatación y luego una operación de erosión en la imagen de clasificación utilizando un núcleo del tamaño especificado en el cuadro de diálogo de parámetros. De esta forma se termina con la clasificación supervisada en las imágenes de satélite para la cuenca Chonta.

#### **4.5.2.5. Reconocimiento y validación de las imágenes**

Se efectuaron visitas de campo donde se capturaron informaciones de las diferentes coberturas del uso del suelo en diferentes puntos de la cuenca Chonta, una vez teniendo los resultados se verificó la calidad de estos, con imágenes de satélite de alta resolución se pudo corroborar cada uno de los puntos muestreados, esta información nos ayudó a determinar que zonas eran bosque y no bosque.

#### **✓ Programa SPOT**

La constelación SPOT (Satellite Probatoire pour l'Observation de la Terre) es un conjunto de satélites artificiales desarrollados por el Centro Nacional de Estudios Espaciales de Francia (CNES), en colaboración con los gobiernos de Bélgica y Suecia, y fabricados por European Airbus Defense and Space (EADS) Astrium. Spot Image® es una compañía de servicios de observación de la Tierra líder en su sector, que ofrece productos y soluciones basados en imágenes a clientes de todo el mundo desde 1986. Spot Image® es propiedad al 98,9% de EADS Astrium y forma, junto con Infoterra, la División de GEO-Información de Astrium Services. La sede central del grupo Spot Image® se encuentra en Toulouse, Francia. La distribución surge mediante una red internacional de socios y estaciones de recepción.

En la actualidad el programa SPOT es operado por la empresa DEFENCE & SPACE anteriormente Astrium Services (antes SPOT Image®) junto con otras constelaciones de satélites europeos de observación de la Tierra en órbita baja; incluidos los satélites militares de reconocimiento Helios, los satélites de radar ERS, el satélite medioambiental Envisat y los satélites meteorológicos MetOp.

La constelación de satélites SPOT ofrece una capacidad operacional diaria de adquisición, prácticamente de cualquier punto del globo terráqueo con una resolución de diez metros. Además, el instrumento HRS de SPOT 5 permite la adquisición simultánea de pares estereoscópicos para la generación de maquetas digitales en relieve, para aplicaciones de cartografía tridimensional.

El satélite SPOT 5 transporta además un dispositivo HRS (High Resolution Stereo); instrumento de alta resolución estereoscópica, instalado en el equipo óptico, para la realización de pares de imágenes estereoscópicas.

#### ✓ **PlanetScope**

La constelación de satélites PlanetScope pertenecen a la empresa Planet y consiste en múltiples lanzamientos de grupos de satélites individuales. La constelación posee aproximadamente 120 satélites es capaz de visualizar la tierra completa todos los días, lo que equivale a una capacidad de observación de 150 millones de kilómetros cuadrados por día.

PlanetScope, operado por Planet, es una constelación de aproximadamente 130 satélites, capaz de obtener imágenes de toda la superficie terrestre de la Tierra todos los días (una capacidad de recolección diaria de 200 millones de km<sup>2</sup>/día). Las imágenes de PlanetScope tienen una resolución de aproximadamente 3 metros por píxel.

Paloma clásica: Construido con un telescopio que llamamos "PS2", este instrumento captura canales rojos, verdes, azules e infrarrojos cercanos. Produce productos Scene que tienen aproximadamente 25,0 x 11,5 km<sup>2</sup>. Imágenes más antiguas disponibles desde julio de 2014 hasta el 29 de abril de 2022.

#### **4.5.1. Validación de las imágenes de satélite Landsat**

Para realizar la validación de las imágenes de satélite, se interpretaron imágenes de satélite de alta resolución mediante la generación de mallas de puntos de control los mismos que fueron 380 puntos. Distribuidos en toda el área de la cuenca Chonta. Para este propósito se utilizó la herramienta Create Fishnet la misma que se encuentra en la caja de herramientas de ArcGis ESRI®.

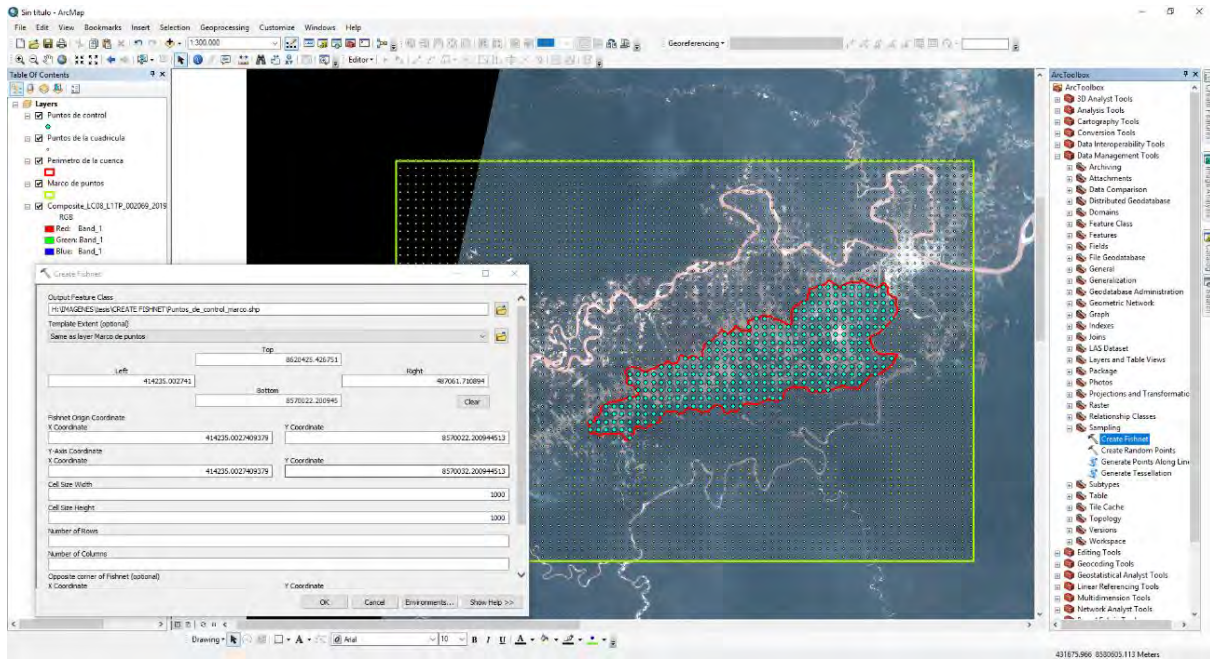


Figura 4. Se muestra la generación de puntos con la herramienta Create Fishnet, los mismos que se visitaron en campo.

Después de la obtención de los puntos de control según (Boca y Rodríguez, 2012), se realizó la caracterización de cada área, si correspondía a bosque y no bosque. Asimismo, se consideró las siguientes clases para no bosque (suelos desnudos, suelos incendiados, pastizales, plantaciones, carreteras, áreas urbanas y cuerpos de agua).

El proceso de validación se realizó entre el valor asignado a un punto dado en el mapa y el valor observado en el mismo punto en el campo. Por otro lado, se utilizaron imágenes de mayor escala, estas son de mayor utilidad cuando se está trabajando en el reconocimiento de grandes áreas, donde un muestreo a campo se hace poco factible debido al costo que implicaría (Boca y Rodríguez, 2012).

Posterior a esta se realizaron las comparaciones con imágenes de alta resolución como son las imágenes del satélite SPOT, el mismo que fue lanzado el 22 de febrero de 1986; el satélite PlanetScope (PS2), el mismo que fue lanzado el 2014.

Después de obtener las imágenes de alta resolución de los distintos satélites, se realizaron comparaciones con las imágenes del satélite landsat, definiendo distintos patrones de la cobertura del uso del suelo y sus características espectrales de los píxeles, los mismos que fueron agrupados por similitud. Generando interpretaciones



visuales y tomando en consideración la forma, la textura, el tono, el color y el entorno espacial de los elementos.

Para llevar a cabo el levantamiento de puntos de control en el terreno, se realizaron diversas salidas de campo con el objetivo de verificar la coincidencia de estos puntos con los patrones de cobertura de uso del suelo. Es importante destacar que, debido a la antigüedad de las imágenes satelitales, solo se logró validar en campo la imagen proveniente del satélite Landsat correspondiente al año 2019, ya que en dicho año se elaboró la presente tesis. Las imágenes anteriores, comprendidas entre 1984 al 2013, no pueden corroborarse de manera directa debido ya que son años pasados. Sin embargo, estas se incluyen en el análisis utilizando imágenes de alta definición disponibles de años pasados, como recurso metodológico para asegurar la mayor precisión posible en la interpretación histórica del uso del suelo. A continuación, se presenta una tabla que detalla los satélites empleados para la validación de estas imágenes. Además, se incluye una galería fotográfica que evidencia las coberturas de uso del suelo, disponibles en los anexos 10 al 28.

Tabla 5. Tabla de los satélites, con los que se validaron las imágenes de landsat

Nº	Años	Satélite	Resolución por píxel	fechas de lanzamiento	Sin operar	Campo de captura de imagen	Diseñado por	link de la plataforma
1	1984	SPOT 1	10m	22 de febrero de 1986	noviembre 2003	59 km x 60 km a 80 km	Centro Nacional de Estudios Espaciales (CNES), Agencia Espacial Francesa	<a href="https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60">https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60</a>
2	1992	SPOT 2	10m	22 de enero de 1990	julio de 2009	60 km x 60 km a 80 km	Centro Nacional de Estudios Espaciales (CNES), Agencia Espacial Francesa	<a href="https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60">https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60</a>
3	2000	SPOT 5	2.5m/5m	4 de mayo de 2002	Todavía en órbita	61 km x 60 km a 80 km	Centro Nacional de Estudios Espaciales (CNES), Agencia Espacial Francesa	<a href="https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60">https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60</a>
4	2007	SPOT 5	2.5m/5m	4 de mayo de 2002	Todavía en órbita	62 km x 60 km a 80 km	Centro Nacional de Estudios Espaciales (CNES), Agencia Espacial Francesa	<a href="https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60">https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60</a>
5	2013	SPOT 5	2.5m/5m	4 de mayo de 2002	todavía en órbita	63 km x 60 km a 80 km	Centro Nacional de Estudios Espaciales (CNES), Agencia Espacial Francesa	<a href="https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60">https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60</a>
6	2019	PlanetS cope (PS2)	3m/5m	julio de 2014	29 de abril de 2022	25,0 km x 11,5 km	Planet Labs, Inc.	<a href="https://www.planet.com/products/planet-imagery/">https://www.planet.com/products/planet-imagery/</a>

Para evaluar los resultados se empleó un segundo método el cual consistió en calcular la Matriz de confusión y el coeficiente Kappa, con el que se midió el nivel de acuerdo entre dos observaciones a partir de cálculos. Asimismo, durante este estudio se recurrió a la matriz de confusión con el objetivo de hallar números concretos que permitan extraer conclusiones precisas de lo realizado. Constatando los resultados en clasificaciones con y sin textura, observando la información de los píxeles de la

clase de entrenamiento. (Alarcon-Aguirre et al., 2021a; Borràs et al., 2017; Hudson y Ramon, 1987; Landis y Koch, 1977; Talukdar et al., 2021).

El Coeficiente Kappa es un índice estadístico de arbitrariedad que adquiere valores entre -1 y +1. Cuanto más cerca del +1 es el resultado, mayor es el grado de concordancia entre los observadores; por otro lado, un valor de  $k = 0$  significa que la concordancia es observada exclusivamente por azar. Para facilitar la comprensión y análisis de los resultados, esta medida se interpreta a través de una escala cualitativa que evalúa la fuerza de la concordancia con seis niveles: Pobre, Ligero, Aceptable, Moderado, Considerable y Casi Perfecto (Landis y Koch, 1977).

El Coeficiente de Conformidad, también conocido como el Índice de Kappa, mide con precisión la fiabilidad del algoritmo y es ampliamente utilizado en escenarios de sensorización remota. Un número cada vez mayor de investigaciones han empleado el coeficiente Kappa para determinar la exactitud de la clasificación (Cohen, 1960; Hudson y Ramon, 1987).

Tabla 6. Valoración del coeficiente kappa (Landis y Koch, 1977).

<b>Coeficiente Kappa</b>	<b>Fuerza de la Concordancia</b>
<b>“0,00”</b>	“Pobre ( <i>Poor</i> )”
<b>“0,01 – 0,20”</b>	“Leve ( <i>Slight</i> )”
<b>“0,21 – 0,40”</b>	“Aceptable ( <i>Fair</i> )”
<b>“0,41 – 0,60”</b>	“Moderada ( <i>Moderate</i> )”
<b>“0,61 – 0,80”</b>	“Considerable ( <i>Substantial</i> )”
<b>“0,81 – 1,00”</b>	“Casi perfecta ( <i>Almost perfect</i> )”

Fuente: (Landis y Koch, 1977).

Fórmula:

Coeficiente de Conformidad:

$$(K) = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

- ✓  $P_o$ : es la proporción de observaciones en las que el algoritmo y el estándar de referencia coinciden (exactitud observada).

- ✓  $P_e$ : es la proporción de coincidencias esperadas por azar (exactitud esperada).

Ejemplo:

Supongamos que estamos evaluando la exactitud de un algoritmo de clasificación de imágenes de satélite y tienes los siguientes datos:

$P_o = 0.85$  (el algoritmo clasifica correctamente el 85% de las imágenes comparadas con el estándar de referencia).

$P_e = 0.50$  (la proporción de coincidencias esperadas por azar es del 50%).

Aplicando la fórmula del Coeficiente de Conformidad:

$$(K) = \frac{0.85 - 0.50}{1 - 0.50}$$

$$(K) = \frac{0.35}{0.50}$$

$$(K) = 0.70$$

Esto significa que el Índice de Kappa para este algoritmo es de 0.70, lo que indica un nivel de acuerdo "Considerable" según la interpretación estándar de Kappa.

#### 4.5.2. Cálculo de la tasa de deforestación

La tasa de deforestación de Puyravaud (2003) es utilizada porque proporciona datos detallados y confiables sobre la pérdida de bosques en una región específica. Este tipo de información es crucial para comprender el impacto ambiental de la deforestación, evaluar la salud de los ecosistemas y desarrollar estrategias efectivas de conservación. Los datos de Puyravaud (2003) pueden haber sido recopilados a través de métodos científicos rigurosos, lo que los hace valiosos para su uso en investigaciones, informes y toma de decisiones relacionadas con la gestión forestal y la conservación de la biodiversidad.

$$D = \ln \left( \frac{A_2}{A_1} \right) \times \frac{100}{t_2 - t_1}$$

Ecuación 2

Donde,

$D$  = Tasa de deforestación por año en porcentaje.  
 $A_1$  = Cobertura de bosque nativo en el tiempo 1.  
 $A_2$  = Cobertura de bosque nativo en el tiempo 2.  
 $t_1$  = Año de evaluación inicial.  
 $t_2$  = Año de evaluación final.

Ejemplo:

Supongamos que en una región específica la cobertura forestal en el año 2000 era de 10,000 hectáreas, y en el año 2010 se redujo a 8,000 hectáreas.

$A_1$  = 10,000 hectáreas.

$A_2$  = 8,000 hectáreas.

$t = 2010 - 2000 = 10$  años.

Aplicando la fórmula:

$$r = \frac{1}{10} \ln \left( \frac{8,000}{10,000} \right)$$

$$r = \frac{1}{10} \ln (0.8)$$

$$r = \frac{1}{10} \ln (-0.2231)$$

$$r = -0.0223 \text{ o } -2.23\% \text{ anual}$$

Esto indica que la tasa anual de deforestación en la región fue de aproximadamente 2.23% entre los años 2000 y 2010.

#### **4.5.3. Determinación del nivel de fragmentación del bosque**

Después de la clasificación se determinó el cambio de la superficie del suelo, comparando dos imágenes previamente clasificadas, teniendo en consideración que las imágenes estuvieran en orden sucesivo por años. Donde se muestra la deforestación o degradación forestal por las actividades antrópicas, gracias a este proceso se pudo hallar el análisis multitemporal de la cuenca Chonta.

#### 4.5.4. Análisis de métricas de paisaje

En este análisis se pudo determinar las superficies afectadas por proceso de deforestación en el tiempo, donde se realizaron comparaciones de las coberturas de las imágenes clasificadas, permitiendo dilucidar los cambios que existieron en la cuenca Chonta durante 35 años.

##### 4.5.4.1. Métricas del análisis espacial

Para llevar a cabo un análisis detallado de los parches dentro de la cuenca Chonta, se utilizaron métricas del paisaje que permitieron evaluar su tamaño, forma, presencia de corredores y conectividad. Estas métricas son esenciales para comprender la estructura y función del paisaje, así como para identificar áreas críticas para la conservación y gestión sostenible. El software “FRAGSTATS v4.2” fue empleado como herramienta principal en este análisis, dado que es ampliamente reconocido por su capacidad para calcular una variedad de métricas del paisaje con alta precisión. De la amplia gama de métricas que ofrece el software, se seleccionaron aquellas que son más relevantes para el estudio en cuestión, garantizando un enfoque riguroso y fundamentado en los aspectos clave del paisaje.

##### ✓ Área de Clases:

El índice de fragmentación de un paisaje es una métrica que se utiliza en ecología del paisaje para cuantificar el grado de fragmentación de diferentes tipos de hábitats o clases de uso del suelo. Una de las fórmulas más comunes para calcular el índice de fragmentación basado en el área de clases es la siguiente:

Fórmula del Índice de Fragmentación (Área de Clases)

$$IF = 1 - \frac{A_c}{A_t}$$

Ecuación 3

Donde:

- IF es el índice de fragmentación.
- $A_c$  es el área total de la clase de hábitat o uso de suelo de interés.
- $A_t$  es el área total del paisaje.

Descripción de la Fórmula:

El índice de fragmentación IF mide la proporción de un paisaje que no está ocupada por una clase de hábitat o uso del suelo particular. Este índice va desde 0 hasta 1:

IF = 0: Indica que la clase de hábitat o uso de suelo ocupa todo el paisaje (sin fragmentación).

IF cercano a 1: Indica que la clase de hábitat o uso del suelo ocupa una pequeña porción del paisaje, lo que sugiere un alto grado de fragmentación.

Este índice es útil para evaluar cómo un hábitat específico se distribuye en el paisaje y cuán fragmentado está, lo cual es crucial para la conservación de la biodiversidad y la planificación territorial.

#### Ejemplo de Cálculo

Supongamos que estamos evaluando un paisaje de 1000 hectáreas donde el área de un tipo específico de bosque es de 250 hectáreas. Queremos calcular el índice de fragmentación para este bosque.

- Área del bosque ( $A_c$ ): 250 hectáreas.
- Área total del paisaje ( $A_T$ ): 1000 hectáreas.

Aplicamos la fórmula:

$$IF = 1 - \frac{250}{1000}$$

$$IF = 1 - 0.25$$

$$IF = 0.75$$

#### Interpretación

Un IF de 0.75 indica que el 75% del paisaje no está ocupado por el bosque, sugiriendo un alto grado de fragmentación para este tipo de hábitat dentro del paisaje considerado.

Este índice puede ser utilizado para comparar la fragmentación de diferentes clases de uso del suelo o para monitorear cambios en la fragmentación a lo largo del tiempo.

✓ **Porcentaje de Paisaje:**

El porcentaje de paisaje es una métrica utilizada en ecología del paisaje para evaluar la proporción del paisaje ocupada por una clase particular de uso del suelo o hábitat. Esta métrica es importante para entender la dominancia de una clase en el paisaje y su relación con otras clases.

Fórmula del Porcentaje de Paisaje

$$PL = \left(\frac{A_c}{A_T}\right) \times 100$$

Ecuación 4

Donde:

PL es el porcentaje de paisaje.

$A_c$  es el área total de la clase de hábitat o uso de suelo de interés.

$A_T$  es el área total del paisaje.

Descripción de la Fórmula:

El porcentaje de paisaje (PL) mide la proporción del paisaje que está ocupada por una clase específica de hábitat o uso del suelo, expresada en porcentaje. Esta métrica tiene un rango de 0 a 100:

PL = 0%: Indica que la clase de hábitat o uso de suelo no está presente en el paisaje.

PL = 100%: Indica que toda la extensión del paisaje está ocupada por esa clase, lo que implica una dominancia total.

Este índice es esencial para evaluar la representatividad de una clase de uso del suelo o hábitat dentro del paisaje, lo cual puede influir en la biodiversidad, los procesos ecológicos, y las decisiones de manejo del territorio.

Ejemplo de Cálculo

Supongamos que estamos analizando un paisaje de 2000 hectáreas donde un tipo específico de pradera ocupa 600 hectáreas. Queremos calcular el porcentaje de paisaje para esta clase de pradera.

- Área de la pradera ( $A_c$ ): 600 hectáreas.
- Área total del paisaje ( $A_T$ ): 2000 hectáreas.

Aplicamos la fórmula:

$$PL = \left( \frac{600}{2000} \right) \times 100$$

$$PL = 0.3 \times 100$$

$$PL = 30\%$$

Interpretación

Un PL de 30% indica que el 30% del paisaje está ocupado por la clase de pradera, lo cual sugiere una distribución significativa pero no dominante de este hábitat en el paisaje. Este tipo de información es valiosa para la planificación de la conservación y el manejo de recursos, ya que permite entender la importancia relativa de diferentes clases dentro del paisaje.

#### ✓ **Número de Parches:**

El número de parches es una métrica clave en la ecología del paisaje que se utiliza para cuantificar la cantidad de fragmentos o parches de una clase de uso del suelo o hábitat en un paisaje. Este índice es fundamental para evaluar la fragmentación y la conectividad del hábitat, así como para entender la estructura espacial del paisaje.

Fórmula del Número de Parches

$$NP = n$$

Ecuación 4

Donde:

NP es el número de parches.

n es el número total de parches de la clase de hábitat o uso de suelo de interés en el paisaje.

Descripción de la Fórmula:



El número de parches (NP) es una métrica directa que simplemente cuenta cuántos fragmentos o parches de una clase de hábitat o uso del suelo existen dentro de un paisaje. Esta métrica puede variar desde 1 hasta un número elevado, dependiendo de la fragmentación del paisaje:

- NP = 1: Indica que toda la clase de hábitat o uso del suelo está contenida en un solo parche continuo.
- NP > 1: Indica que la clase de hábitat o uso del suelo está fragmentada en múltiples parches, lo que puede tener implicaciones para la conectividad ecológica y la viabilidad de las poblaciones de especies que dependen de ese hábitat.

Un mayor número de parches generalmente sugiere un mayor grado de fragmentación, lo cual puede influir negativamente en la biodiversidad y los procesos ecológicos.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos estudiando un paisaje donde hemos identificado 12 parches de un tipo específico de bosque en una extensión de 500 hectáreas. Queremos calcular el número de parches para esta clase de bosque.

Número de parches (n): 12.

Aplicamos la fórmula:

NP=12

Interpretación:

Un NP de 12 indica que el tipo de bosque está dividido en 12 parches dentro del paisaje. Esto sugiere un nivel significativo de fragmentación para esta clase de bosque, lo que podría implicar desafíos para la conectividad del hábitat y la conservación de especies que dependen de este tipo de bosque. Este indicador es esencial para la planificación de la restauración ecológica y la gestión de áreas protegidas, ya que un alto número de parches puede requerir medidas de conectividad y restauración para mantener la funcionalidad ecológica del paisaje.

✓ **Densidad de Parches:**

La densidad de parches es una métrica utilizada en ecología del paisaje para medir la cantidad de parches de una clase de hábitat o uso del suelo en relación con el área total del paisaje. Esta métrica es fundamental para entender la distribución y la fragmentación de los hábitats dentro de un paisaje, proporcionando información sobre la complejidad del paisaje.

Fórmula de la Densidad de Parches

$$PD = \frac{NP}{A_T} \times 100$$

Ecuación 5

Donde:

PD es la densidad de parches (número de parches por unidad de área, generalmente por 100 hectáreas).

NP es el número de parches de la clase de hábitat o uso del suelo de interés.

A<sub>T</sub> es el área total del paisaje.

Descripción de la Fórmula:

La densidad de parches (PD) mide la cantidad de parches por unidad de área del paisaje, lo que permite comparar paisajes de diferentes tamaños o analizar cambios en la fragmentación a lo largo del tiempo. Un mayor valor de PD indica una mayor fragmentación del paisaje, mientras que un menor valor sugiere un paisaje más cohesionado.

- PD bajo: Indica que hay pocos parches por unidad de área, lo que sugiere un paisaje más continuo o menos fragmentado.
- PD alto: Indica que hay muchos parches por unidad de área, lo que sugiere un alto grado de fragmentación y una mayor complejidad del paisaje.

Esta métrica es útil para identificar patrones espaciales y tendencias de fragmentación, lo cual es importante para la conservación de la biodiversidad y la planificación territorial.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos analizando un paisaje de 1000 hectáreas donde se han identificado 25 parches de un tipo específico de humedal. Queremos calcular la densidad de parches para este tipo de humedal.

Número de parches (NP): 25.

Área total del paisaje ( $A_T$ ): 1000 hectáreas.

Aplicamos la fórmula:

$$PD = \frac{25}{1000} \times 100$$

$$PD = 0.025 \times 100$$

$$PD = 2.5 \text{ parche por } 100 \text{ hectáreas}$$

Interpretación:

Un PD de 2.5 indica que hay 2.5 parches de humedal por cada 100 hectáreas del paisaje. Este valor sugiere un nivel moderado de fragmentación del humedal en el paisaje, lo que podría tener implicaciones para la conectividad ecológica y la función del ecosistema. Un análisis de la densidad de parches puede ayudar a los gestores del territorio a identificar áreas prioritarias para la restauración o conservación, especialmente en paisajes donde la fragmentación puede estar afectando negativamente la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

✓ **Parche Más Grande:**

El tamaño del parche más grande es una métrica importante en la ecología del paisaje, utilizada para evaluar la extensión máxima de un solo parche de una clase de hábitat o uso del suelo en un paisaje. Este indicador es fundamental para entender la conectividad y la dominancia de un tipo de hábitat, así como su capacidad para sostener poblaciones viables de especies.

Fórmula del Tamaño del Parche Más Grande:

$$LPI = \frac{A_{max}}{A_T} \times 100$$

Ecuación 6

Donde:

LPI es el índice de proporción del parche más grande (Largest Patch Index), expresado en porcentaje.

$A_{max}$  es el área del parche más grande de la clase de hábitat o uso del suelo de interés.

$A_T$  es el área total del paisaje.

Descripción de la Fórmula:

El índice de proporción del parche más grande (LPI) mide el tamaño del parche más grande en relación con el área total del paisaje. Este índice se expresa como un porcentaje y puede variar desde 0 hasta 100:

- LPI = 0%: Indica que no hay ningún parche de la clase de hábitat o uso del suelo en el paisaje.
- LPI cercano a 100%: Indica que un solo parche ocupa casi todo el paisaje, sugiriendo una baja fragmentación y alta conectividad.

Este índice es útil para determinar la dominancia de un parche dentro del paisaje, y su alta conectividad puede ser crucial para la supervivencia de especies que requieren grandes extensiones de hábitat continuo.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos analizando un paisaje de 2000 hectáreas donde el parche más grande de un tipo específico de bosque ocupa 800 hectáreas. Queremos calcular el índice de proporción del parche más grande para este bosque.

Área del parche más grande ( $A_{max}$ ): 800 hectáreas.

Área total del paisaje ( $A_T$ ): 2000 hectáreas.

Aplicamos la fórmula:

$$LPI = \frac{800}{2000} \times 100$$

$$LPI = 0.4 \times 100$$

$$LPI = 40\%$$

Interpretación:

Un LPI de 40% indica que el parche más grande de bosque ocupa el 40% del paisaje total. Esto sugiere que este bosque tiene una presencia significativa en el paisaje, lo que puede ser beneficioso para la conectividad ecológica y la estabilidad de las poblaciones de especies que dependen de este hábitat. Un parche más grande puede ofrecer un refugio más seguro y recursos más abundantes para la vida silvestre, reduciendo los efectos negativos de la fragmentación.

Este índice es fundamental para la gestión de la conservación, ya que ayuda a identificar qué parches de hábitat son más críticos para proteger o restaurar dentro de un paisaje fragmentado.

✓ **Borde Total:**

El borde total es una métrica utilizada en la ecología del paisaje para cuantificar la longitud total de los bordes o perímetros de todos los parches de una clase de hábitat o uso del suelo dentro de un paisaje. Este indicador es crucial para comprender la fragmentación y la configuración espacial del paisaje, ya que los bordes pueden influir en la dinámica de las poblaciones, las interacciones ecológicas y los procesos ecosistémicos.

Fórmula del Borde Total:

$$TE = \sum_{i=1}^n P_i$$

Ecuación 6

Donde:

TE es el borde total (Total Edge), expresado en unidades de longitud (por ejemplo, metros o kilómetros).

$P_i$  es el perímetro del  $i$ -ésimo parche de la clase de hábitat o uso del suelo de interés.

$n$  es el número total de parches de esa clase en el paisaje.

Descripción de la Fórmula:

El borde total (TE) mide la longitud combinada de los perímetros de todos los parches de una clase particular en el paisaje. Este valor es fundamental para entender la fragmentación y la heterogeneidad del paisaje:

- TE bajo: Indica que los parches tienden a ser grandes y compactos, con menos borde por unidad de área.
- TE alto: Indica que los parches tienden a ser pequeños y fragmentados, con una mayor cantidad de borde por unidad de área.

El borde total es importante porque los bordes pueden tener efectos ecológicos significativos, como cambios en las condiciones microclimáticas, mayor exposición a disturbios, y alteraciones en las interacciones entre especies.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos analizando un paisaje donde hay tres parches de un tipo específico de bosque con los siguientes perímetros: 400 metros, 600 metros, y 800 metros. Queremos calcular el borde total para esta clase de bosque.

Perímetro del primer parche ( $P_1$ ): 400 metros.

Perímetro del segundo parche ( $P_2$ ): 600 metros.

Perímetro del tercer parche ( $P_3$ ): 800 metros.

Aplicamos la fórmula:

$$TE = P_1 + P_2 + P_3$$

$$TE = 400 + 600 + 800$$

$$TE = 1800 \text{ metros}$$

Interpretación:

Un TE de 1800 metros indica que la longitud combinada de los bordes de todos los parches de bosque en el paisaje es de 1800 metros. Un borde total elevado podría sugerir que el bosque está fragmentado en varios parches pequeños, lo que puede tener implicaciones ecológicas como un aumento en los efectos de

borde, que pueden incluir la alteración de las condiciones ambientales y la introducción de especies invasoras.

El borde total es una métrica esencial para la planificación de la conservación, ya que permite identificar paisajes donde la fragmentación podría estar afectando negativamente la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema, orientando intervenciones para reducir la fragmentación o restaurar la conectividad del hábitat.

✓ **Densidad de Borde:**

La densidad de borde es una métrica clave en la ecología del paisaje que cuantifica la cantidad de borde o perímetro de una clase de hábitat o uso del suelo en relación con el área total del paisaje. Esta métrica es importante para entender la fragmentación y la configuración espacial del paisaje, ya que la densidad de borde puede influir en los procesos ecológicos, como la dispersión de especies, la propagación de disturbios, y los efectos de borde.

Fórmula de la Densidad de Borde:

$$ED = \frac{TE}{A_T}$$

Ecuación 6

Donde:

ED es la densidad de borde (Edge Density), expresada en unidades de longitud por unidad de área (por ejemplo, metros por hectárea).

TE es el borde total (Total Edge) de la clase de hábitat o uso del suelo, es decir, la suma de los perímetros de todos los parches.

$A_T$  es el área total del paisaje.

Descripción de la Fórmula:

La densidad de borde (ED) mide la longitud del borde en relación con el área del paisaje, proporcionando una medida de cuán fragmentado o complejo es el paisaje en términos de su configuración espacial:

- ED bajo: Indica que el paisaje tiene menos borde por unidad de área, lo que sugiere parches más grandes y compactos.

- ED alto: Indica que el paisaje tiene más borde por unidad de área, lo que sugiere parches más pequeños y fragmentados.

Esta métrica es útil para evaluar los efectos de borde en el paisaje, donde las zonas limítrofes entre diferentes hábitats pueden afectar las condiciones ambientales, la biodiversidad, y la dinámica de las especies.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos evaluando un paisaje de 1500 hectáreas donde el borde total de los parches de un tipo específico de humedal es de 3000 metros. Queremos calcular la densidad de borde para este tipo de humedal.

Borde total (TE): 3000 metros.

Área total del paisaje ( $A_T$ ): 1500 hectáreas.

Aplicamos la fórmula:

$$ED = \frac{3000}{1500}$$

ED = 2 metros por hectárea

Interpretación:

Un ED de 2 metros por hectárea indica que, en promedio, hay 2 metros de borde de humedal por cada hectárea de paisaje. Esto sugiere un nivel moderado de fragmentación del humedal, con una cantidad significativa de borde en relación con el área total del paisaje.

La densidad de borde es una métrica crucial para la planificación de la conservación y la gestión del territorio, ya que permite identificar paisajes donde la fragmentación y los efectos de borde pueden estar afectando la estructura y función del ecosistema. En paisajes con alta densidad de borde, se pueden considerar intervenciones para reducir la fragmentación o mitigar los efectos negativos asociados a los bordes, como la introducción de especies invasoras o la alteración de microclimas.

✓ **Forma Horizontal:**



La métrica de forma horizontal es utilizada en la ecología del paisaje para describir la complejidad y la configuración de los parches de hábitat en un paisaje, enfocándose en cómo la forma de los parches se distribuye horizontalmente. Este índice ayuda a entender la variabilidad y la complejidad de los parches en términos de su forma y contigüidad.

Fórmula de la Forma Horizontal:

$$SH = \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Ecuación 6

Donde:

SH es el índice de forma horizontal (Shape Index).

P es el perímetro del parche.

A es el área del parche.

Descripción de la Fórmula:

El índice de forma horizontal (SH) mide la relación entre el perímetro de un parche y la raíz cuadrada de su área. Este índice proporciona una medida de la complejidad de la forma del parche:

- SH cercano a 1: Indica que el parche tiene una forma relativamente simple y regular. Los parches con formas más regulares (como cuadrados o círculos) tendrán valores cercanos a 1.
- SH > 1: Indica que el parche tiene una forma más compleja o irregular. Los parches con formas más irregulares o con bordes más sinuosos tendrán valores mayores a 1.

Este índice es útil para evaluar cómo la forma de los parches puede influir en la conectividad ecológica y los procesos ecológicos, ya que los parches más irregulares pueden tener diferentes efectos sobre las especies y los procesos ambientales en comparación con los parches más regulares.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos evaluando un parche de hábitat con un perímetro de 800 metros y un área de 200 hectáreas. Queremos calcular el índice de forma horizontal para este parche.

Perímetro (P): 800 metros.

Área (AAA): 200 hectáreas (equivalente a 2,000,000 metros cuadrados, ya que 1 hectárea = 10,000 metros cuadrados).

Aplicamos la fórmula:

$$SH = \frac{800}{\sqrt{2,000,000}}$$

$$SH = \frac{800}{1414.21}$$

$$SH = 0.566$$

Interpretación:

Un SH de aproximadamente 0.566 indica que el parche tiene una forma relativamente más regular o menos compleja. Los parches con valores más bajos para SH son típicamente más regulares en su forma, mientras que los valores más altos indican una forma más irregular.

Este índice puede ser utilizado para comparar la forma de diferentes parches dentro de un paisaje, ayudando a entender cómo la configuración espacial de los hábitats puede afectar la conectividad y la funcionalidad del ecosistema. Además, puede informar sobre la necesidad de intervenciones de manejo para mejorar la forma y conectividad de los hábitats en paisajes fragmentados.

✓ **Contigüidad:**

La contigüidad es una métrica importante en la ecología del paisaje que mide el grado en el que los parches de una clase de hábitat o uso del suelo están conectados entre sí. Esta métrica ayuda a evaluar la conectividad ecológica y la funcionalidad del paisaje, así como a identificar la importancia de los parches para la conservación y el movimiento de especies.

Fórmula de la Contigüidad:

El índice de contigüidad puede ser calculado utilizando la fórmula del Índice de Contigüidad del Parche (CI) que mide el grado de conectividad de un parche en relación con el área total del paisaje:

$$CI = \frac{A_p}{A_t + B_p}$$

Ecuación 6

Donde:

CI es el índice de contigüidad.

$A_p$  es el área del parche.

$B_p$  es el borde total del parche.

Descripción de la Fórmula:

El índice de contigüidad (CI) mide la proporción del área del parche en comparación con su borde total:

- CI cercano a 1: Indica que el parche es relativamente contiguo, es decir, tiene una mayor proporción de su área en comparación con el borde total. Esto sugiere que el parche es más grande y menos fragmentado.
- CI cercano a 0: Indica que el parche tiene una alta proporción de borde en relación con su área, lo que sugiere que el parche es pequeño y altamente fragmentado.

Este índice proporciona una medida de cómo la forma y el tamaño del parche afectan su conectividad y su funcionalidad ecológica. Un mayor índice de contigüidad sugiere que el parche es más funcional como hábitat y puede proporcionar mejores condiciones para las especies que lo utilizan.

Ejemplo de Cálculo:

Supongamos que estamos evaluando un parche de hábitat con las siguientes características:

Área del parche ( $A_p$ ): 100 hectáreas (equivalente a 1,000,000 metros cuadrados).

Borde total del parche ( $B_p$ ): 4000 metros.

Queremos calcular el índice de contigüidad para este parche.

Aplicamos la fórmula:

$$CI = \frac{1,000,000}{1,000,000 + 4000}$$

$$CI = \frac{1,000,000}{1,004,000}$$

$$CI = 0.996$$

Interpretación:

Un CI de aproximadamente 0.996 indica que el parche tiene una alta proporción de área en comparación con su borde total, sugiriendo que es relativamente contiguo y menos fragmentado. Esto implica que el parche ofrece una mayor conectividad ecológica y es más funcional como hábitat en comparación con parches con un CI más bajo.

El índice de contigüidad es útil para evaluar la conectividad y la calidad del hábitat en un paisaje fragmentado. Ayuda a identificar áreas prioritarias para la conservación y la restauración, así como a desarrollar estrategias para mejorar la conectividad ecológica y la funcionalidad de los hábitats.

#### **4.5.5. Análisis de la deforestación, fragmentación e impactos antropogénicos en los bosques de la cuenca.**

Este estudio se centró en una revisión bibliográfica exhaustiva sobre la deforestación, la fragmentación y los impactos antropogénicos en los bosques, con el propósito de ofrecer una interpretación precisa de cómo la ecología del paisaje puede variar a lo largo del tiempo. A través de una meticulosa búsqueda de literatura científica en diversas bases de datos académicas y una evaluación crítica de los estudios encontrados, se logró identificar de manera exhaustiva las principales causas, consecuencias y posibles soluciones relacionadas con estos problemas ambientales. Este enfoque riguroso permitió obtener una comprensión más profunda de la dinámica de los bosques afectados por actividades humanas, proporcionando así una base sólida para la toma de decisiones en la gestión y conservación de estos ecosistemas.



**Figura 5.** Diagrama del procesamiento de las imágenes satelitales, incluye la aplicación del análisis de métricas del paisaje.

## V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1. Procesamiento, análisis, interpretación y discusión de resultados

A continuación, se muestra la presentación de los resultados por cada objetivo específico:

### 5.2. Presentación de resultados

- ✓ Validación de las imágenes de satélite Landsat entre los años 1984 al 2019

La evaluación del grado de concordancia entre los resultados arrojados por el Índice Kappa (tabla 7) de las imágenes Landsat ofrece una indicación acerca de su calidad y precisión; esto, de acuerdo a los resultados obtenidos de la clasificación, se mostró así: de los seis conjuntos de imágenes, cinco fueron consideradas como "Casi perfectas", mientras que la imagen de 2007 tuvo una clasificación de "Considerable" (Borràs et al., 2017; Hudson y Ramon, 1987).

Tabla 7. Índice Kappa estimado por método de clasificación para los años 1984, 1992, 2000, 2007, 2013 y 2019.

Adquisición de la data	Generación del sensor	Índice Kappa (%)	Fuerza de la Concordancia
1984-04-26	Landsat 5 TM	81.86	Casi perfecta
1992-07-21	Landsat 5 TM	86.46	Casi perfecta
2000-05-24	Landsat 5 TM	94.32	Casi perfecta
2007-06-29	Landsat 5 TM	80.00	Considerable
2013-08-16	Landsat 8 OLI	84.23	Casi perfecta
2019-09-18	Landsat 8 OLI	90.50	Casi perfecta

Los resultados confirman la exactitud de clasificación; con este algoritmo, obteniendo resultados de gran calidad, gracias a la creación de varios árboles de decisión que contienen un subconjunto casual de muestras y variables de entrenamiento, tal y como se señala, así se logra mejorar la eficiencia de los mismos (Alarcon-Aguirre et al., 2021b; Borràs et al., 2017; Hudson y Ramon, 1987; Pellicer et al., 2017).

### 5.2.1. Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.

Se detectaron cambios en las coberturas de la superficie de la cuenca Chonta, desde 1984 al 2019 (Tabla 8), de esta manera se determinó los cambios en el tiempo, considerando que según la (FRA, 2023). Recomienda utilizar intervalos de al menos 5 años para monitorear cambios en la cobertura forestal. Este período de tiempo posibilita la obtención de datos más precisos sobre la evolución de la cobertura forestal y sus cambios a lo largo del tiempo.

No obstante, este estudio ha excedido el intervalo de tiempo recomendado, llegando a 6 a 8 años entre las descargas de imágenes. La falta de consistencia en los intervalos se debe a la persistente nubosidad en las imágenes ópticas del área de estudio, lo que ha dificultado la adquisición regular de datos. Esta situación resalta la importancia de adaptarse a las condiciones cambiantes y de buscar soluciones alternativas para garantizar la calidad de los datos recopilados. La variabilidad en la disponibilidad de imágenes debido a la nubosidad puede ser un desafío, pero también brinda la oportunidad de explorar enfoques innovadores para el monitoreo de la cobertura forestal.

**Tabla 8.** Áreas respectivas de bosque y no bosque que fueron resultados de la clasificación basadas en objetos, donde refleja la dinámica del uso de los suelos de la cuenca Chonta.

N	Tipo	1984		1992		2000		2007		2013		2019	
		Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
1	Bosque	23 033,99	69%	18 148,17	54%	16 282,24	49%	16 463,23	49%	14 663,38	44%	14 406,07	43%
2	No Bosque	10 430,22	31%	15 308,40	46%	17 175,18	51%	16 999,87	51%	18 809,03	56%	19 082,79	57%
<b>TOTAL:</b>		<b>33 464,21</b>	<b>100%</b>	<b>33 456,57</b>	<b>100%</b>	<b>33 457,42</b>	<b>100%</b>	<b>33 463,09</b>	<b>100%</b>	<b>33 472,41</b>	<b>100%</b>	<b>33 488,86</b>	<b>100%</b>

La cuenca Chonta ha sido deforestada, dentro de los periodos analizados (1984 al 2019). En 1984 se encontró una mayor proporción de cobertura de Bosque (69%) en comparación con las áreas deforestadas (31%), una diferencia de 38%, representando la mayor cobertura de bosques hallados entre todos los años evaluados (Tabla 8). Mientras que en 1992 se encontró una diferencia de 8%, la

misma que es inferior a lo encontrado 1984, no obstante, esta diferencia no afirma que la deforestación disminuyera, al contrario, las áreas que no presentan cobertura boscosa aumentaron (Tabla 8).

Entre los años de 1992 y 2000, se invirtió la dominancia del bosque en la cuenca Chonta, en el 2000 se encontró una diferencia de 2%, manteniéndose en el tiempo hasta el 2007 (Tabla 8). Asimismo, entre 2007 y 2013, empieza a predominar en mayor porcentaje las áreas de no bosque, en 2013 se encontró una diferencia del 12%, invirtiendo la diferencia de coberturas y dejando a la cobertura de no bosque con 56% del total del área de la cuenca Chonta. En el periodo 2013-2019 encontramos un ligero incremento (1%) de la deforestación. Por otro lado, en el año 2019 se muestra una diferencia entre bosque y no bosque de 14%, dominando la cobertura de no bosque (Tabla 8).

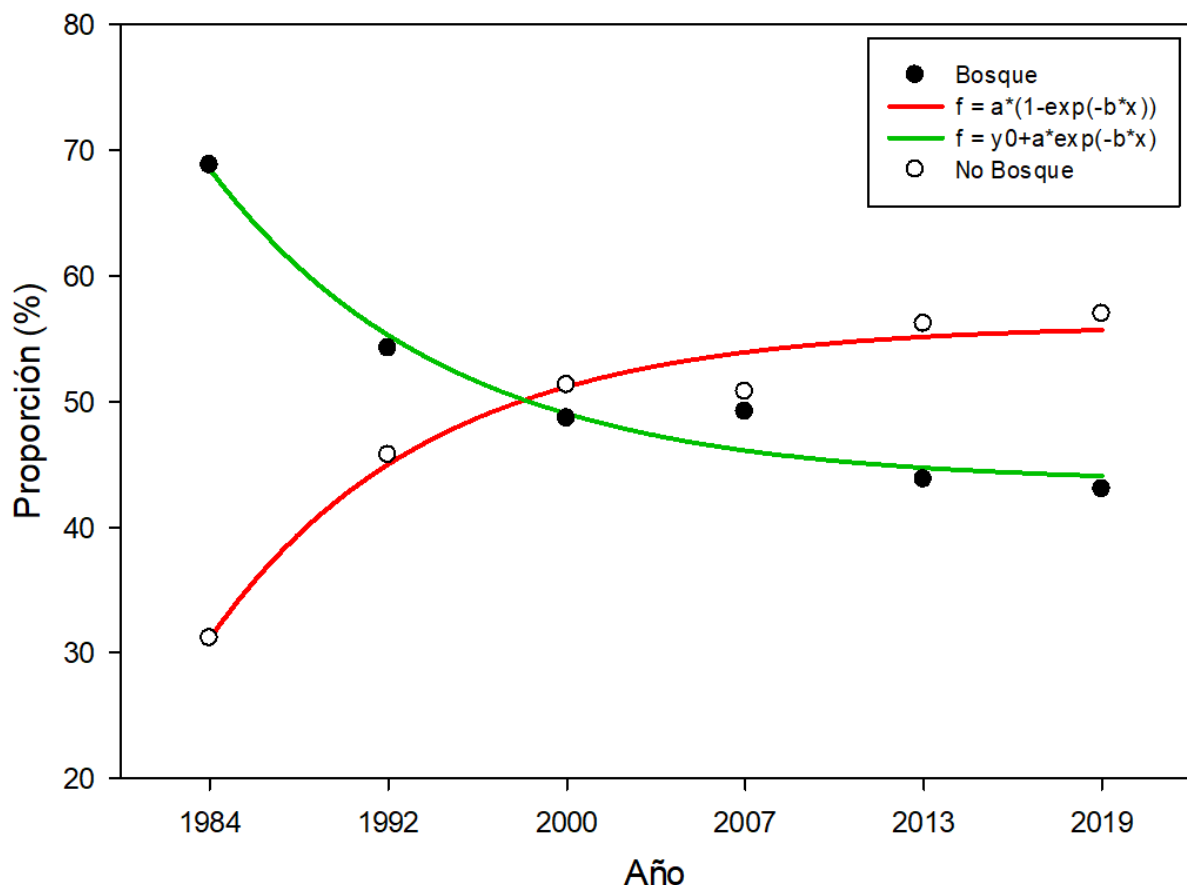
En consecuencia, podemos afirmar que la pérdida de la vegetación como son los bosques y la fragmentación de áreas en la cuenca Chontase encuentra con una tendencia lineal en aumento constante, donde claramente se pudo analizar que, entre los años de 1984 al 2019 se perdió un 26% de bosques (Tabla 8).

Esto podemos corroborar con el estudio de Alarcón (2016), en su estudio deforestación en la amazonia del Perú entre los años 1999 al 2013; hallaron una deforestación de 55 426,00 ha éntrelos años 1999 – 2013. Donde nos muestra que la deforestación en mayor cantidad a diferencia del estudio en caso, es posible que los valores elevados de deforestación en el estudio de Alarcón (2016), sean por la extensión del área de estudio (1 512 759,70 ha), distintas al estudio en caso (33 488,86 ha). No obstante, refleja una dinámica de pérdida de bosques similar entre estudios.

Los hallazgos de Cabanillas et al., (2018), en su estudio tres décadas de deforestación por minería aurífera en la Amazonía Suroriental Peruana, nos reportan que en los años de 1985 al 2017, se deforestaron 95 750,00 ha en 32 años. A diferencia del estudio en cuestión, los estudios de Cabanillas se realizaron en zonas de actividad minera, es posible que por este motivo se muestre la alta pérdida de bosques y cabe destacar que el área de estudio es mucho más amplia que el estudio en cuestión. Si realizamos una comparación entre los dos estudios y en el año 2013



donde la deforestación alcanzo 6 676,77 ha aproximadamente en el estudio de Cabanillas y en el estudio en caso se determinó 18 809,03 ha deforestadas solo en el 2013. Tenemos que la cuenca Chontapresento una diferencia de 12 132,26 ha deforestadas.



**Figura 6.** Gráfico de bosque y no bosque en el tiempo desde 1984 al 2019, donde muestra la tendencia de la pérdida de áreas de bosques, en la cuenca Chonta.

Por otro lado Salas (2016), en su estudio dinámica multitemporal en el distrito de Florida, departamento de Amazonas, Perú. Analizaron tres años 1987, 2000 y 2013, donde el área total del estudio fue 22 240,5 ha, donde determinaron que entre los periodos de 1987 al 2000 se perdió 3 018,54 ha de bosques representando el 18,65% de la extensión inicial del área de 1987 que fue 16 186,36 ha, por otro lado, en el estudio de caso, se muestra la pérdida de bosques entre los periodos de 1984 al 2000 de 6 751,75 ha representado el 29.31% de la extensión inicial del área de 1984 que fue 23 033,99 ha. Eso quiere decir, que la diferencia entre áreas iniciales fue de 6 847,63 ha, realizando esta comparación se muestra que la pérdida de bosques en la cuenca Chonta fue superior con 10,66%. Si comparamos los periodos del 2000 al

2013 en los dos estudios, nos dilucida que en la cuenca Chonta se perdió más extensiones de bosques que en el estudio de Salas, con una diferencia de 8,02%. Estas variables que reflejan los estudios nos muestran que la deforestación está en constante aumento.

Las proporciones halladas de bosque y no bosque desde 1984 al 2019, muestran la tendencia del bosque que en este estudio es negativo en el tiempo, por otro lado, la tendencia de no bosque es positivo, claro está si hablamos de una zona en específico como la cuenca Chonta. Donde el punto de intersección que definía la cobertura más abundante dentro de la cuenca Chonta se invirtió entre los años de 1992 al 2000. Es desde este punto que la cobertura de no bosque es más amplia que la cobertura de bosque (Figura 6).

En la Figura 7 se muestra una sub-zona en la sección occidental de la cuenca Chonta ( $69^{\circ}29'0''W$  y  $12^{\circ}43'30''S$ ), Asimismo, se observa la fragmentación del bosque en el periodo de estudio, pasando de un solo fragmento de bosque en 1984 a 11 parches en 1992, 15 parches en 2000 y 14 en 2013. Sin embargo, en los dos periodos analizados (2013 y 2019) disminuyó el número de parches (entre 9 y 10) pero estos fueron más pequeños ( $< 1$  ha) (Figura 7).

En la Figura 8 se muestra una sub-zona en la sección media de la cuenca Chonta ( $69^{\circ}20'50''W$  y  $12^{\circ}42'20''S$ ) donde se puede dilucidar, la fragmentación del bosque en la sud-zona, pasando de un solo fragmento de bosque en 1984 a 02 fragmentos de bosque en 1992. Asimismo, continuó fragmentándose para el año 2000, presentando 02 fragmentos pequeños y 01 fragmento grande, donde este último se puede observar que por la parte media del mismo fragmento se perdieron superficies de bosque que son considerables para la fragmentación (Figura 8).

Sin embargo, podemos corroborar con la imagen de la sub-zona del año 2007, donde nos muestra la continuidad de la fragmentación afectando más superficies de bosques, presentando 04 fragmentos. En la sub-zona de 2013 se muestra la fragmentación más definida y en constante aislamiento de los parches, presentando 07 parches (Figura 8).

Sin embargo, en el caso de la sub-zona del 2019, se muestra la unión de algunos parches, presentando 04 parches, pero esto no quiere decir que el área se esté

recuperando ya que la pérdida de bosques en la sub-zona del 2019 ha aumentado (Figura 8).

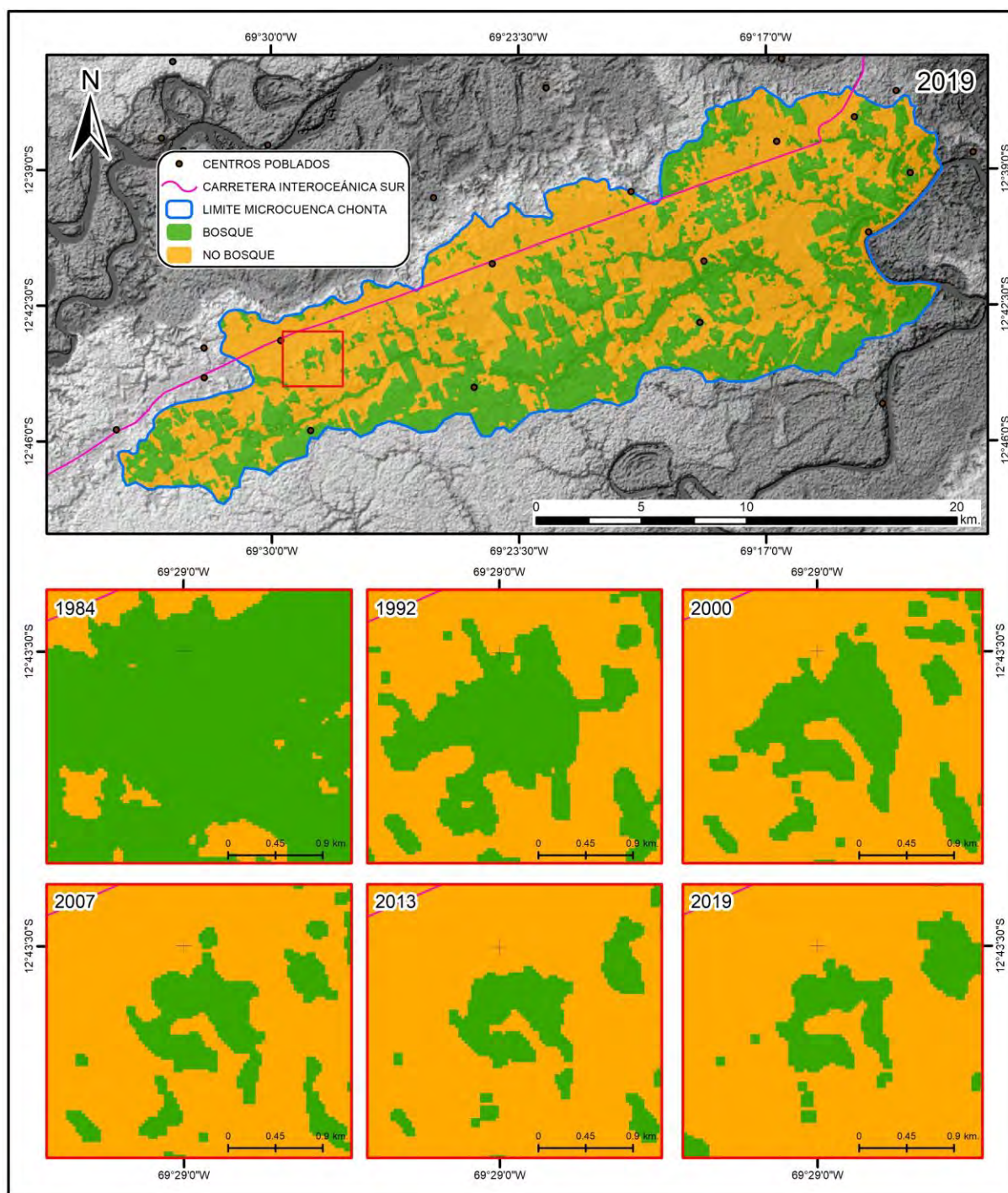
En la figura 9 se muestra la sub-zona en la sección oriental de la cuenca Chonta ( $69^{\circ}16'10''W$  y  $12^{\circ}42'20''S$ ) donde se muestra en el año 1984 un solo fragmento y aumentando el número de fragmentos en el año 1992, con una cantidad de 06 fragmentos. Asimismo, fueron aumentando el número de fragmentación para el año 2000, en una cantidad de 08 fragmentos (Figura 9).

En la sub-zona del año 2007, se muestra que la fragmentación del bosque aumento más con respecto a los años más antiguos evaluados, con una cantidad de fragmentos de 12. Por otro lado, en el año 2013, podemos observar que aumentaron los fragmentos de bosque en una cantidad de 21 fragmentos (Figura 9).

En la sub-zona del año 2019, se puede dilucidar que algunos parches se unieron generando un parche más amplio, presentando una cantidad de parches de 16 (Figura 9).

A continuación, se muestra tres ejemplos de cambio de la cobertura del bosque en distintas sub-zonas del área de estudio de (Figura 7, 8 y 9). Se observa el cambio en la cobertura del bosque desde 1984 al 2019.

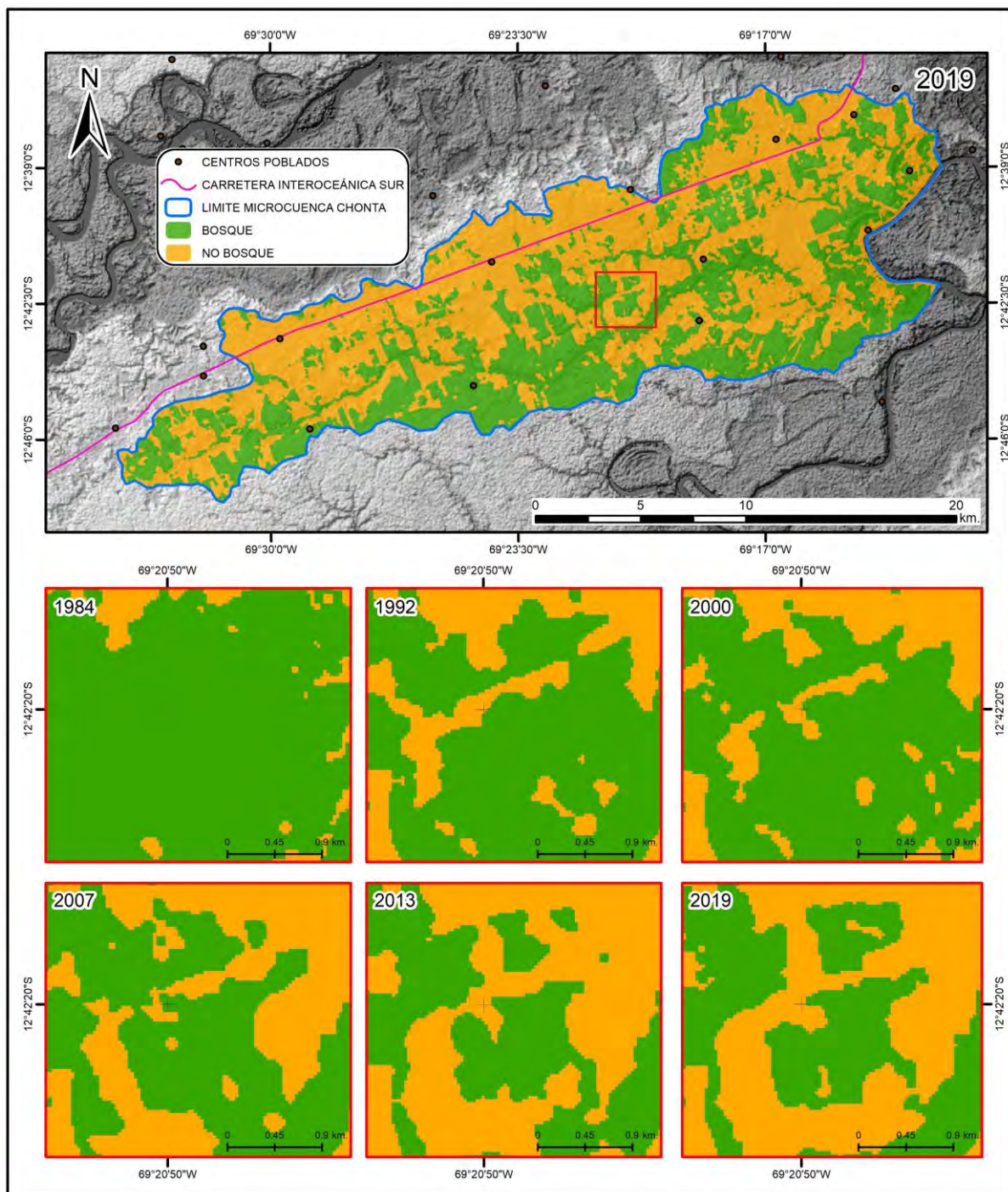
Muestra del cambio de la cobertura del uso del suelo, sub-zona sección occidental de la cuenca Chonta, con las coordenadas geográficas de 69°29'0"W y 12°43'30"S.



**Figura 7.** Plano que nos muestra la deforestación y fragmentación del paisaje en el tiempo, entre las coordenadas geográficas 69°29'0"W 12°43'30"S. El recuadro rojo en el mapa superior delimita una sección de la zona de estudio, cuya evolución se representa en los cuadros inferiores, organizados cronológicamente de izquierda a derecha desde 1984 hasta 2019, abarcando 35 años. En estos cuadros, se evidencia la deforestación progresiva que ha ocurrido en la cuenca Chonta durante este periodo.



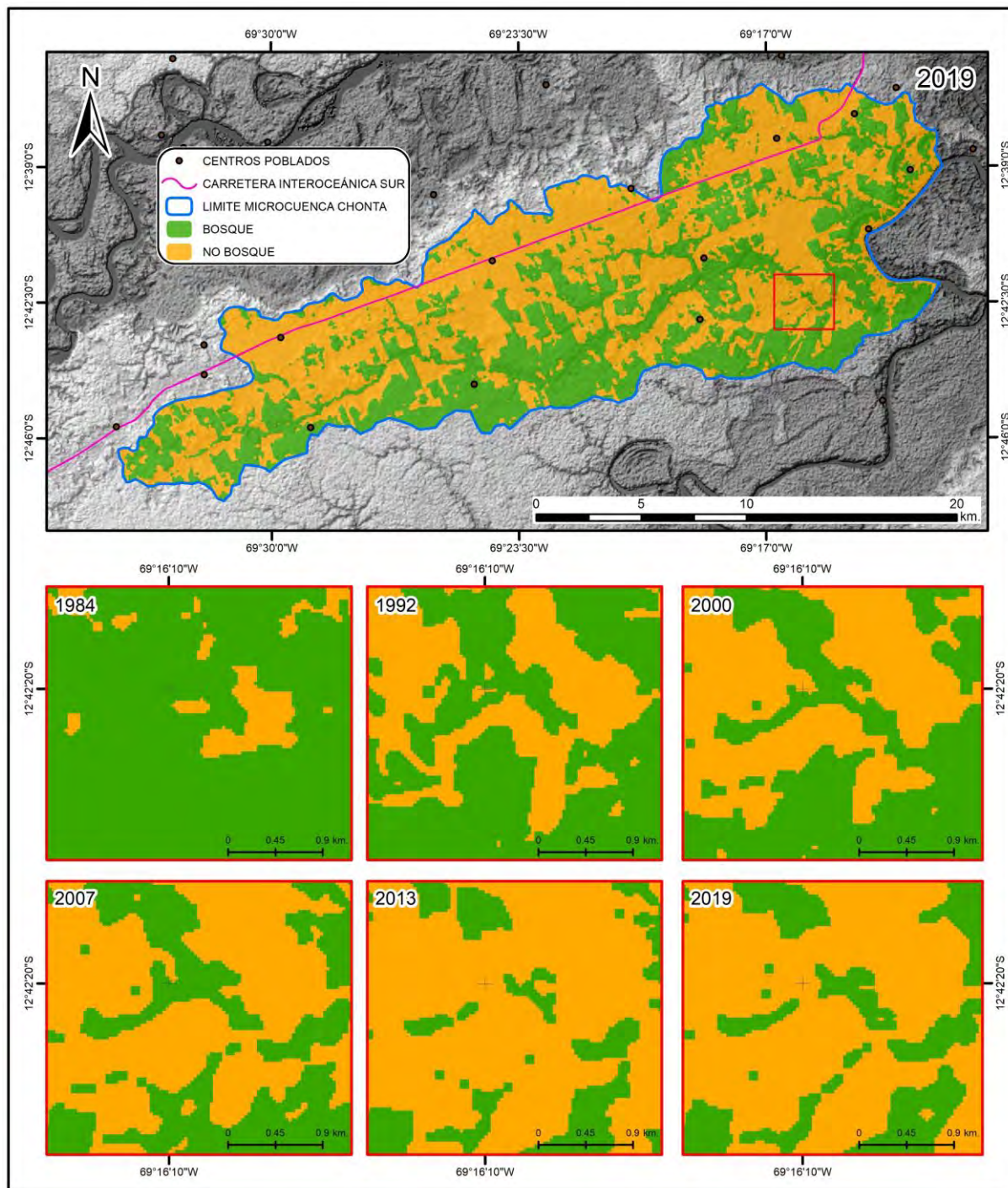
Muestra del cambio de la cobertura del uso del suelo, sub-zona sección media de la cuenca Chonta, con las coordenadas geográficas de 69°20'50"W y 12°42'20"S



**Figura 8.** Plano que nos muestra la deforestación y fragmentación del paisaje en el tiempo, entre las coordenadas geográficas 69°20'50"W 12°42'20"S. El recuadro rojo en el mapa superior delimita una sección de la zona de estudio, cuya evolución se representa en los cuadros inferiores, organizados cronológicamente de izquierda a derecha desde 1984 hasta 2019, abarcando 35 años. En estos cuadros, se evidencia la deforestación progresiva que ha ocurrido en la cuenca Chonta durante este periodo.



Muestra del cambio de la cobertura del uso del suelo, sub-zona sección oriental de la cuenca Chonta, con las coordenadas geográficas de 69°16'10"W y 12°42'20"S



**Figura 9.** Plano que nos muestra la deforestación y fragmentación del paisaje en el tiempo, entre las coordenadas geográficas 69°16'10"W 12°42'20"S. El recuadro rojo en el mapa superior delimita una sección de la zona de estudio, cuya evolución se representa en los cuadros inferiores, organizados cronológicamente de izquierda a derecha desde 1984 hasta 2019, abarcando 35 años. En estos cuadros, se evidencia la deforestación progresiva que ha ocurrido en la cuenca Chonta durante este periodo.

✓ Determinación de la Tasa de deforestación de la cuenca Chonta

En la Figura 10 se muestra la tasa de deforestación de la cuenca Chonta desde 1984 al 2019, observándose una dinámica de la pérdida del bosque, donde la tasa promedio de deforestación de los 5 periodos evaluados fue de 470,06 ha por año (1,4% anual).

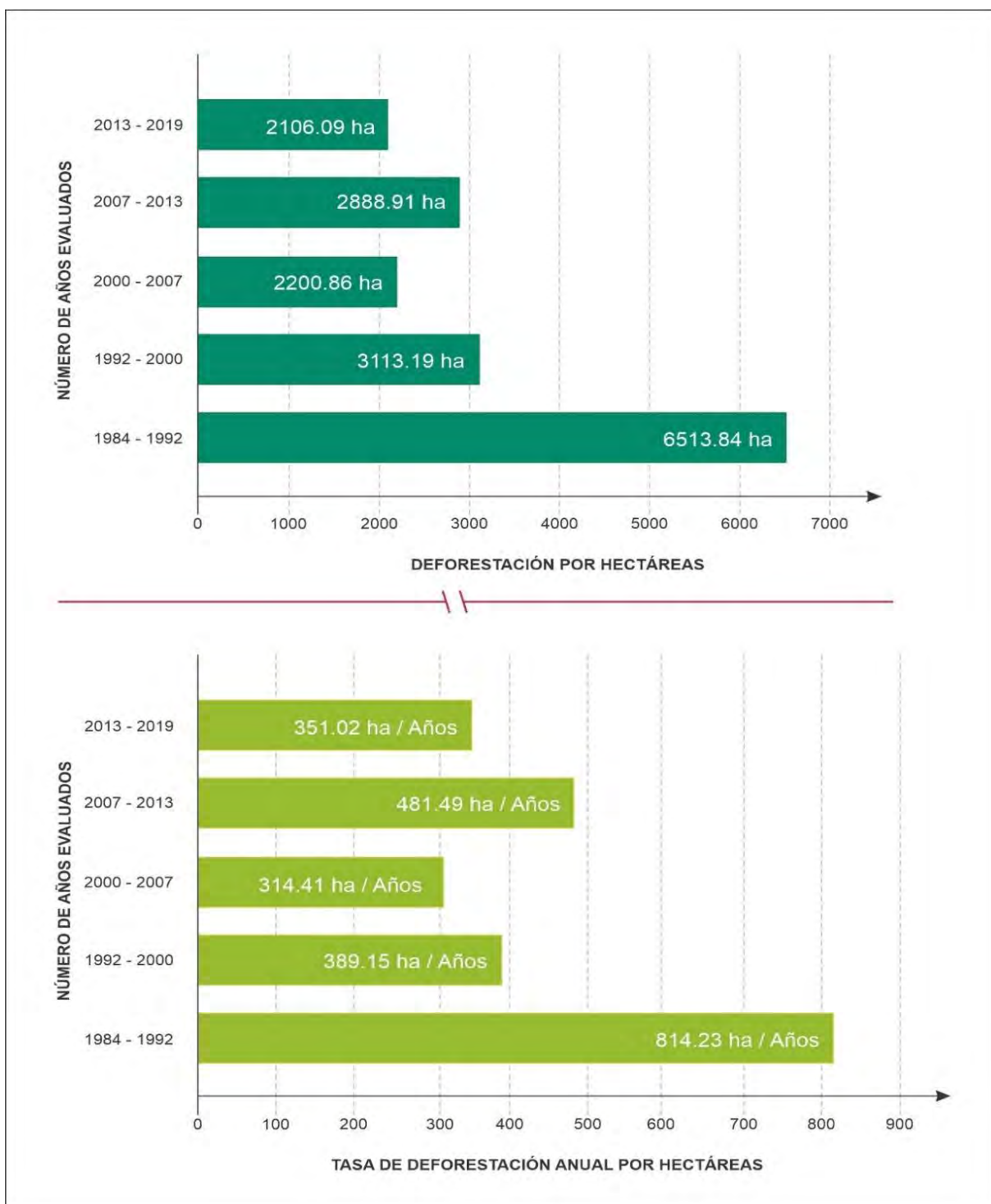


Figura 10. Evolución de la deforestación y la tasa de deforestación anual, entre los años 1984 al 2019.

Asimismo, la tasa de deforestación anual se evaluó en 35 años desde 1984 al 2019, observándose la deforestación en el tiempo. Hallando una deforestación de 6 513,84 ha de bosques para el periodo de 1984 – 1992, observándose 8 años de deforestaciones, con una tasa de 814,23 ha perdidas por año, siendo el periodo con más áreas deforestadas a diferencia de los periodos en adelante. En el periodo de 1992 – 2000, donde ocurrió 8 años de deforestación, se muestra una pérdida del bosque de 3 113,19 ha, con una tasa de deforestación anual de 389,15 ha, presentando una diferencia en la tasa de deforestación de 425,08 ha por año en el periodo de 1984 –1992 (Figura 10).

Se muestra que en el periodo de 2000 – 2007, donde se muestra 7 años de pérdida de bosques, con un total de 2 200,86 ha deforestadas y una tasa anual de 314,41 ha, siendo la tasa más baja entre los periodos evaluados. En el periodo de 2007 – 2013, donde se muestra 6 años de pérdida de bosques, con un total de 2 888,91 ha deforestadas y una tasa anual de 481,49 ha, aumentando la tasa de deforestación a diferencia del periodo 2000 – 2007 en un 167,08 ha anuales, teniendo en consideración que el periodo del 2000 – 2007 fueron 7 años y el periodo de 2007 – 2013 solo son 6 años (Figura 10).

Por otro lado, desde el año 2013 al año 2019 son 6 años, donde existió una pérdida de cubierta de bosques con un total de 2 106,09 ha y una tasa de deforestación de 351,02 ha anuales, presentando una diferencia en deforestación de 4 407,75 ha respecto al periodo de 1984 – 1992, con una tasa diferencial de 463,21 ha anuales (Figura 10).

No obstante, el porcentaje de áreas en recuperación por periodo desde 1984 al 2019, da a visibilizar que el porcentaje promedio de recuperación es menor al 5% por periodo, donde las áreas que son deforestadas superan con un porcentaje promedio de 9,8%. presentando una diferencia en porcentajes promedio de estas dos clases de 4,8%. mostrándonos que las áreas deforestadas superan a las áreas en recuperación, siendo predominante en el tiempo (Figura 11).

A diferencia de Rosales (2008), en su estudio potencial forestal y deforestación en márgenes de la carretera el castañal Santa Rosa de Tambopata, muestra tasas de deforestación en 2 000,00 (ha) entre los años 2000 y 2006, reflejando una tasa anual

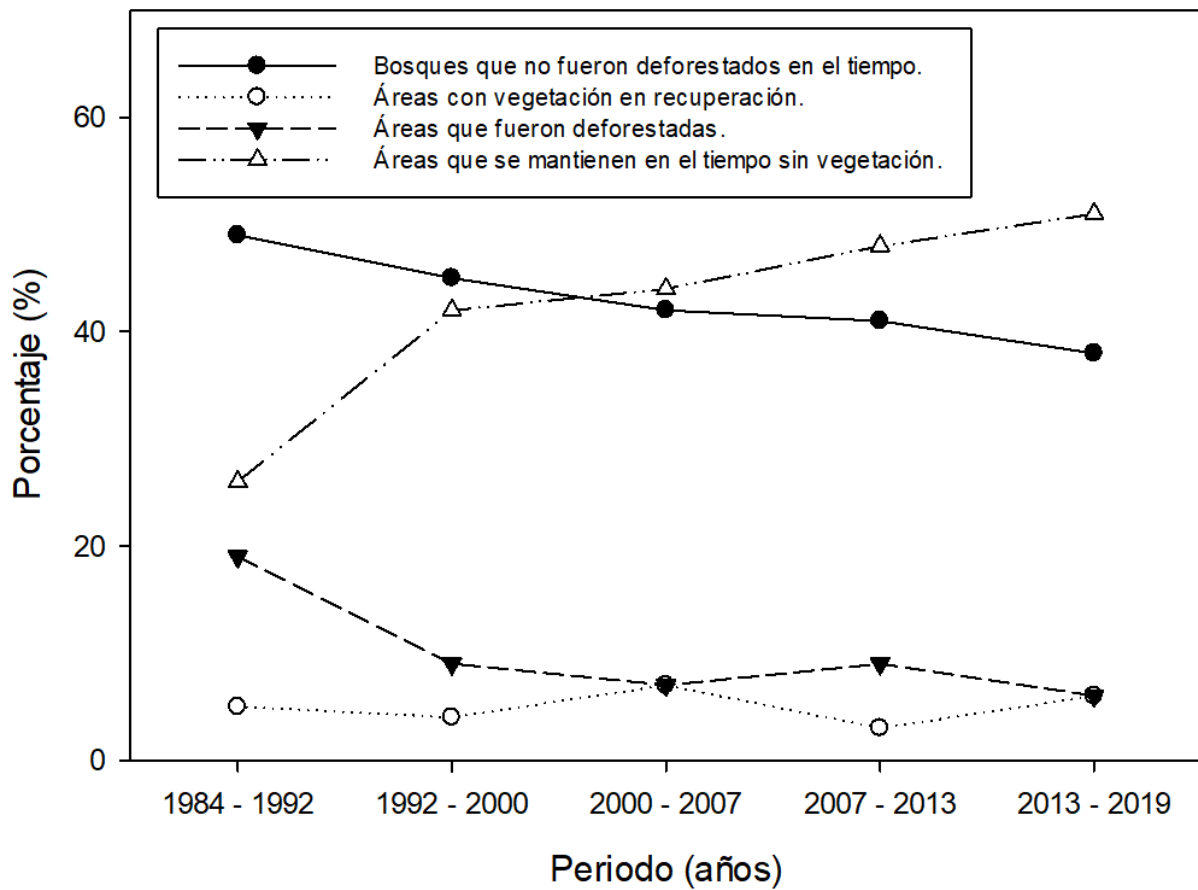


de deforestación -5,32%. Por otra parte, en el estudio se muestra 06 años de análisis a diferencia del estudio que se muestra con 35 años de análisis en la tasa de deforestación, es posible que por esta razón la tasa de deforestación aumentara en 1,4%.

Sin embargo, en el estudio de Alarcón (2016), en su estudio deforestación en la amazonia del Perú entre los años 1999 al 2013; caso Región de Madre de Dios (Puerto Maldonado – Inambari), reportaron unas tasas anuales de cambio de cobertura de 0,22%, 0,18%, 0,30% y 0,31%, presentando un promedio de tasas de 0,25%. siendo distinta al estudio en caso donde la tasa fue de 1,40%, con una diferencia de 1,15%, esto puede ser por el número de años evaluados y la extensión del área de estudio.

Por su parte Mendoza et al., (2017), en su estudio análisis multitemporal en el distrito de Leymebamba (Perú), determinaron que la tasa de deforestación desde 1989 al 2016 fue de 118,6 (ha/año), en un área total de 12 381,01 ha y evaluados en 04 años con una dimensión de 27 años analizados. Por otro lado, la tasa de deforestación en el estudio en caso se determinó con 470,06 (ha/año), en un área total de 33 488,86 ha, superando al área estudiado por Mendoza con 21 107,85 ha y se presentó más años evaluados (05 años), con una dimensión de 35 años, con una diferencia de dimensiones de años analizados de 08 años, estas diferencias entre los dos estudios reflejan que la tasa de deforestación es más alta en la cuenca Chontaa diferencia del distrito de Leymebamba, superando con una tasa de 351,46 (ha/año). Esta diferencia es posible que este influenciada por la extensión del área, número de años evaluados y tipo de actividades socioeconómicas que realizan las poblaciones en cada zona de estudio.

El porcentaje de los periodos evaluados nos muestra la dinámica en las áreas de bosques que no fueron afectados o deforestados, mostrando una perdida continua de los bosques. Por otro lado, nos muestra que no siempre en el periodo evaluados se podría determinar la perdida de bosques, sino que también podremos dilucidar información realizando las comparaciones entre periodos, donde nos muestra claramente que los bosques se están deforestando (Figura 11).

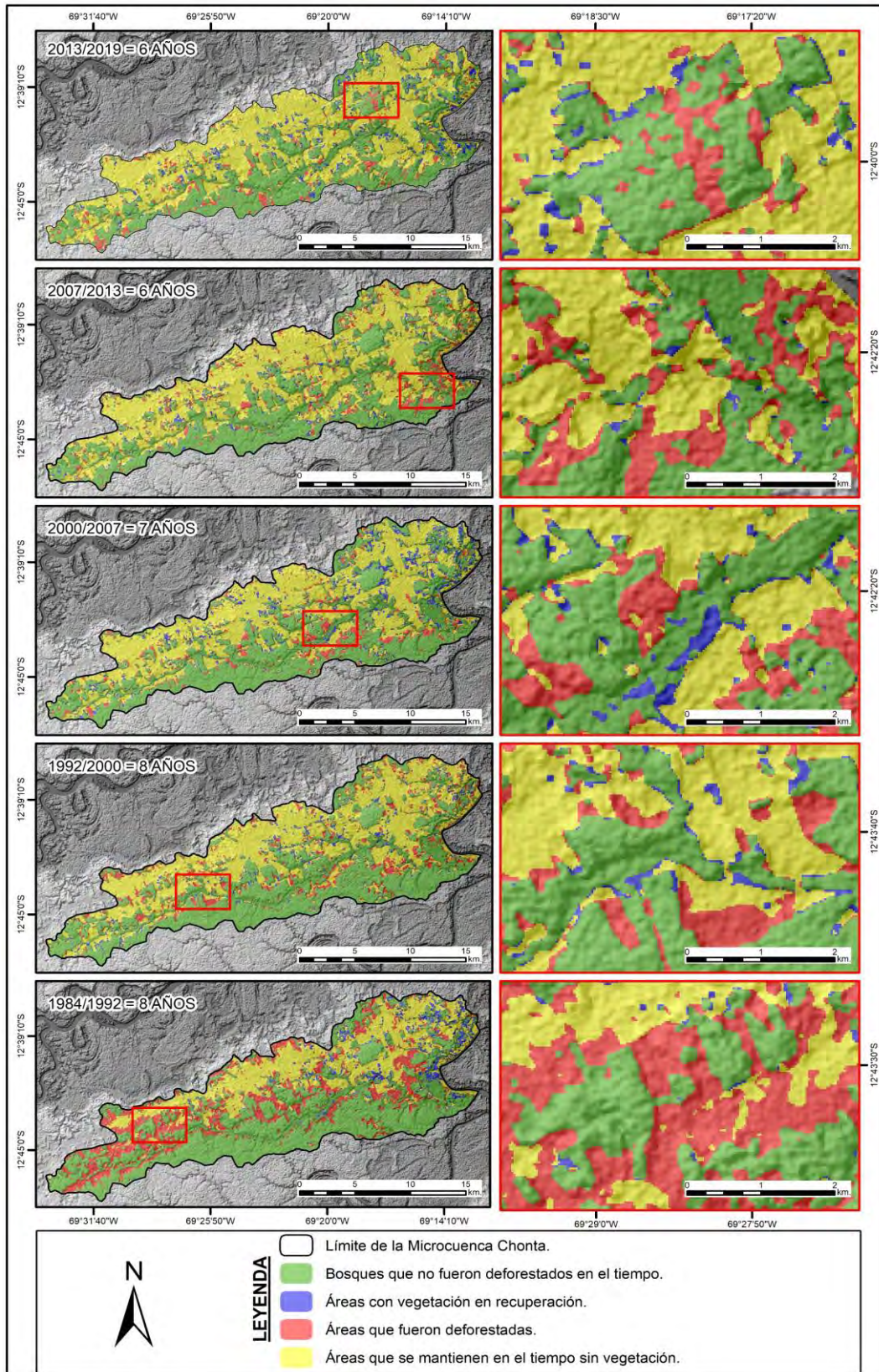


**Figura 11.** Estimación de las coberturas del uso del suelo, del bosque, áreas en recuperación, áreas deforestadas y áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación.

De la figura 12 podemos analizar que en los periodos de 1984 – 1992, existen áreas boscosas que no fueron deforestadas entre estos años en un porcentaje de 49%. Asimismo, se muestra en el periodo de 1992 – 2000, presentando áreas de bosques que no fueron deforestados entre estos años en un porcentaje de 45%. Realizando la comparación entre estos dos periodos, se muestra que las áreas de bosque continúan deforestándose en un 4%, no obstante, esta tendencia continua hasta el 2019 (Figura 11).

Tabla 9. Periodos y coberturas evaluadas en hectáreas, porcentajes y tasas anuales, datos obtenidos de las clasificaciones de las imágenes de satélite.

Periodos	Descripción del tipo de cobertura	Área (ha)	Porcentaje (%)	Tasa (ha)/año
1984 - 1992	Bosques que no fueron deforestados en el tiempo.	16524.72	49%	2065.59
	Áreas con vegetación en recuperación.	1649.61	5%	206.2
	Áreas que fueron deforestadas.	6513.84	19%	814.23
	Áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación.	8761.59	26%	1095.2
1992 - 2000	Bosques que no fueron deforestados en el tiempo.	15055.2	45%	1881.9
	Áreas con vegetación en recuperación.	1228.23	4%	153.53
	Áreas que fueron deforestadas.	3113.19	9%	389.15
	Áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación.	14042.97	42%	1755.37
2000 - 2007	Bosques que no fueron deforestados en el tiempo.	14087.43	42%	2012.49
	Áreas con vegetación en recuperación.	2394.45	7%	342.06
	Áreas que fueron deforestadas.	2200.86	7%	314.41
	Áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación.	14766.93	44%	2109.56
2007 - 2013	Bosques que no fueron deforestados en el tiempo.	13593.15	41%	2265.53
	Áreas con vegetación en recuperación.	1082.34	3%	180.39
	Áreas que fueron deforestadas.	2888.91	9%	481.49
	Áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación.	15893.55	48%	2648.93
2013 - 2019	Bosques que no fueron deforestados en el tiempo.	12542.22	38%	2090.37
	Áreas con vegetación en recuperación.	1848.96	6%	308.16
	Áreas que fueron deforestadas.	2106.09	6%	351.02
	Áreas que se mantienen en el tiempo sin vegetación.	16938.81	51%	2823.14



**Figura 12.** Mapa del análisis multitemporal de la variación de la cobertura del uso del suelo, en la cuenca Chonta en un total de 35 años desde 1984. Donde los mapas de la izquierda que nos muestra a la cuenca en toda su extensión son la sumatoria entre dos clasificaciones de imágenes de distintos años, y el cuadro rojo que se muestra es la sub-zona que se muestra en los planos de la derecha con zoom, donde podremos visualizar mejor los cambios en el tiempo.

- ✓ Identificación de las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.

Se realizó una exhaustiva revisión sistemática de estudios para analizar y sintetizar la información científica, con el objetivo de identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los períodos bajo análisis.

En el año 1984 la minería ilegal y la extracción de oro han sido uno de los principales impulsores de la deforestación en la región de Madre de Dios. La fiebre del oro ha llevado a una expansión descontrolada de la minería artesanal, lo que ha resultado en la tala de grandes extensiones de bosques para abrir espacio para la extracción de oro. Además de la minería, la deforestación fue impulsada por la expansión de la agricultura de subsistencia y la tala selectiva de madera para la obtención de recursos forestales (Dethier et al., 2019; Fernandez, 2018; Osoreo Plenge et al., 2012; Tarazona y Miyasiro-López, 2020).

En el año 1992 la agricultura migratoria fue uno de los principales factores que contribuyeron a la deforestación en Madre de Dios. Los agricultores migrantes practicaban la tala y quema de bosques para abrir tierras para la agricultura de subsistencia, lo que resultó en la pérdida significativa de cobertura forestal (Goodman et al., 2019; Paiva et al., 2023; Sánchez-Cuervo et al., 2020).

En el año 2000 la expansión de la agricultura comercial, particularmente la producción de cultivos como la palma aceitera y la soja, contribuyó en gran medida a la deforestación en Madre de Dios. Grandes empresas agrícolas y agroindustriales iniciaron proyectos de deforestación para establecer plantaciones extensas. A pesar de la pérdida de bosques en las concesiones forestales, la producción de nuez de Brasil no ha disminuido significativamente. La presión sobre la tierra parece concentrarse cerca de los caminos de acceso, afectando principalmente áreas cercanas a estos caminos en lugar de las áreas reales donde se encuentran los árboles productores de castaña. (Alarcon-Aguirre et al., 2023; Montoya-Zumaeta et al., 2022; Valle-Basto, Espinosa-Quiñones, y Limache-De-la-fuente, 2023). Por otro lado, la extracción de oro mediante bombas de succión, una tecnología minera mínimamente mecanizada, aumentó significativamente, sobre todo en los márgenes



del río Madre de Dios y el norte del sector Delta (Asner y Tupayachi, 2017; Diringer et al., 2020; Fernandez, 2018; Pismel et al., 2023).

En el año 2007 la construcción de carreteras y la expansión de la infraestructura vial en la región de Madre de Dios desempeñaron un papel importante en la deforestación en este año. La apertura de nuevas vías de acceso facilitó el acceso a áreas previamente inaccesibles, lo que condujo a una mayor presión sobre los bosques para la agricultura, la minería y otras actividades humanas (Alarcon-Aguirre et al., 2023; Sánchez-Cuervo et al., 2020).

En el año 2013, la minería ilegal continuó siendo uno de los principales impulsores de la deforestación en Madre de Dios. A pesar de los esfuerzos para combatirla, esta actividad persistió y siguió siendo una causa significativa de pérdida de cobertura forestal en la región. La expansión de la minería aluvial de oro a pequeña escala en la Amazonía peruana, específicamente en Madre de Dios, se encontraba generando una grave degradación ambiental en este año, incluida la rápida desaparición de los bosques primarios (Álvarez-Berríos et al., 2021; Larrea-Gallegos et al., 2023; Nicolau et al., 2019; Weisse y Naughton-Treves, 2016).

En 2019, la deforestación en Madre de Dios estuvo influenciada por la minería ilegal, la agricultura no sostenible y la expansión de la infraestructura. A pesar de los esfuerzos de conservación, la deforestación siguió siendo un desafío, exacerbado por el mal manejo del territorio, la concentración de tierras, la expansión agrícola, la ganadería y la minería de oro. Estas actividades antrópicas han dejado patrones de intervención en el bosque, con la tala selectiva influyendo en la composición de especies, promoviendo el crecimiento de especies de rápido crecimiento y reduciendo la abundancia de especies dominantes (Alarcon Aguirre et al., 2020, 2021; Alvarez-Montalván et al., 2021; Csillik y Asner, 2020; Fisher et al., 2018; Larrea-Gallegos et al., 2023).

✓ Llegando a la conclusión que

La evolución temporal de la deforestación en la cuenca Chonta se ve posiblemente influenciada por una red intrincada y dinámica de factores, que reflejan la compleja interacción de múltiples variables antropogénicas a lo largo del tiempo. En 1984, la proliferación de la minería ilegal y la extracción de oro catalizó una expansión

descontrolada de la minería artesanal, resultando en una considerable pérdida de cobertura forestal debido a la tala indiscriminada. Posteriormente, en 1992, la práctica de la agricultura migratoria exacerbó este fenómeno mediante la tala y quema de terrenos para la agricultura de subsistencia. El cambio de milenio marcó un cambio significativo con la expansión de la agricultura comercial, especialmente la producción de cultivos como la palma aceitera y la soja, emergiendo como una fuerza determinante en la deforestación para el año 2000. La década siguiente presencié la expansión de la infraestructura vial y la construcción de carreteras, lo que amplió la presión sobre los bosques en 2007. A pesar de los esfuerzos para combatirla, la minería ilegal persistió como un factor primordial en la deforestación en 2013, mientras que, en 2019, una combinación de minería ilegal, prácticas agrícolas no sostenibles y expansión de la infraestructura continuaron desafiando los esfuerzos de conservación. Estos acontecimientos han dejado una huella profunda y duradera en el paisaje de la cuenca, con consecuencias de gran alcance para la biodiversidad y la sostenibilidad ambiental. Estas implicaciones pueden ser meticulosamente evaluadas y confirmadas a través del empleo de técnicas avanzadas como los sistemas de información geográfica y la teledetección, que permiten determinar las métricas del paisaje con precisión y detalle.

### 5.2.2. Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque entre 1984 y 2019.

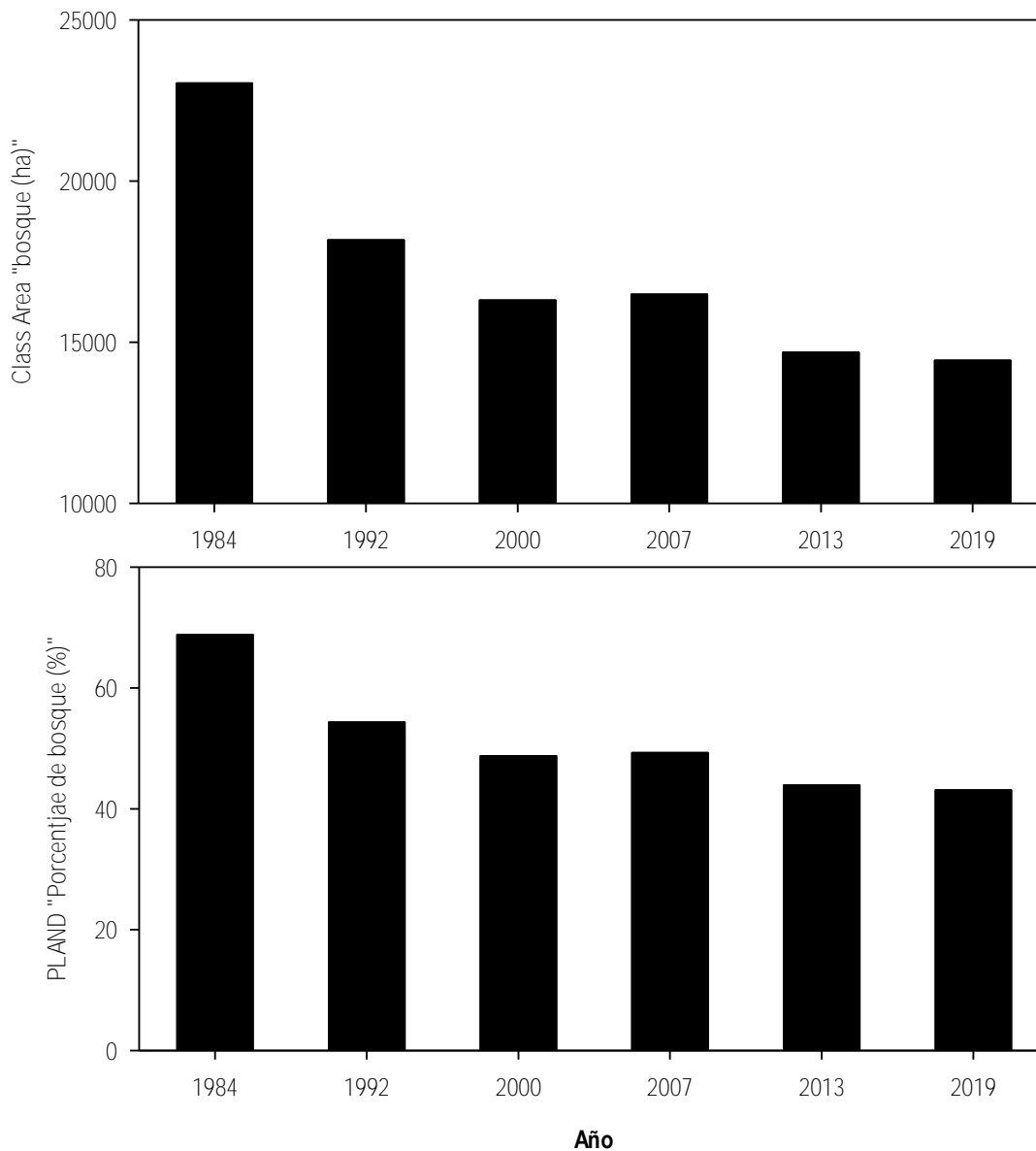
Los cambios en la configuración de los bosques de la cuenca Chonta fueron analizados utilizando índices de paisaje que se muestran en la Tabla 10.

**Tabla 10.** Índices de paisaje en la cuenca Chonta lo largo del periodo analizado (1984 al 2019).

Índice	Código	Año					
		1984	1992	2000	2007	2013	2019
Área de clases	CA	23 040,09	18 173,70	16 305,39	16 487,10	14 689,08	14 434,74
Porcentaje de paisaje	PLAND	68,84	54,31	48,73	49,26	43,88	43,10
Número de parches	NP	195	268	278	291	267	241
Densidad de parche	PD	0,58	0,80	0,83	0,87	0,80	0,72
Parche más grande	LPI	56,11	40,04	38,70	39,29	26,92	13,17
Borde total	TE	714 810,00	984 510,00	983 490,00	1 056 120,00	954 240,00	975 060,00
Densidad del borde	ED	21,36	29,42	29,39	31,56	28,50	29,11
Forma horizontal	LSI	13,77	20,11	21,03	22,31	21,46	21,97
Contigüidad	CONTIG_MN	0,67	0,68	0,71	0,69	0,73	0,74

El área de bosque (Class Area) y el porcentaje que representa con respecto al paisaje (PLAND) mostraron una reducción progresiva durante el periodo de análisis (1984-2019), a excepción del periodo 2000-2007 en cual el PLAND se incrementó en un 0,53% (Figura 13).

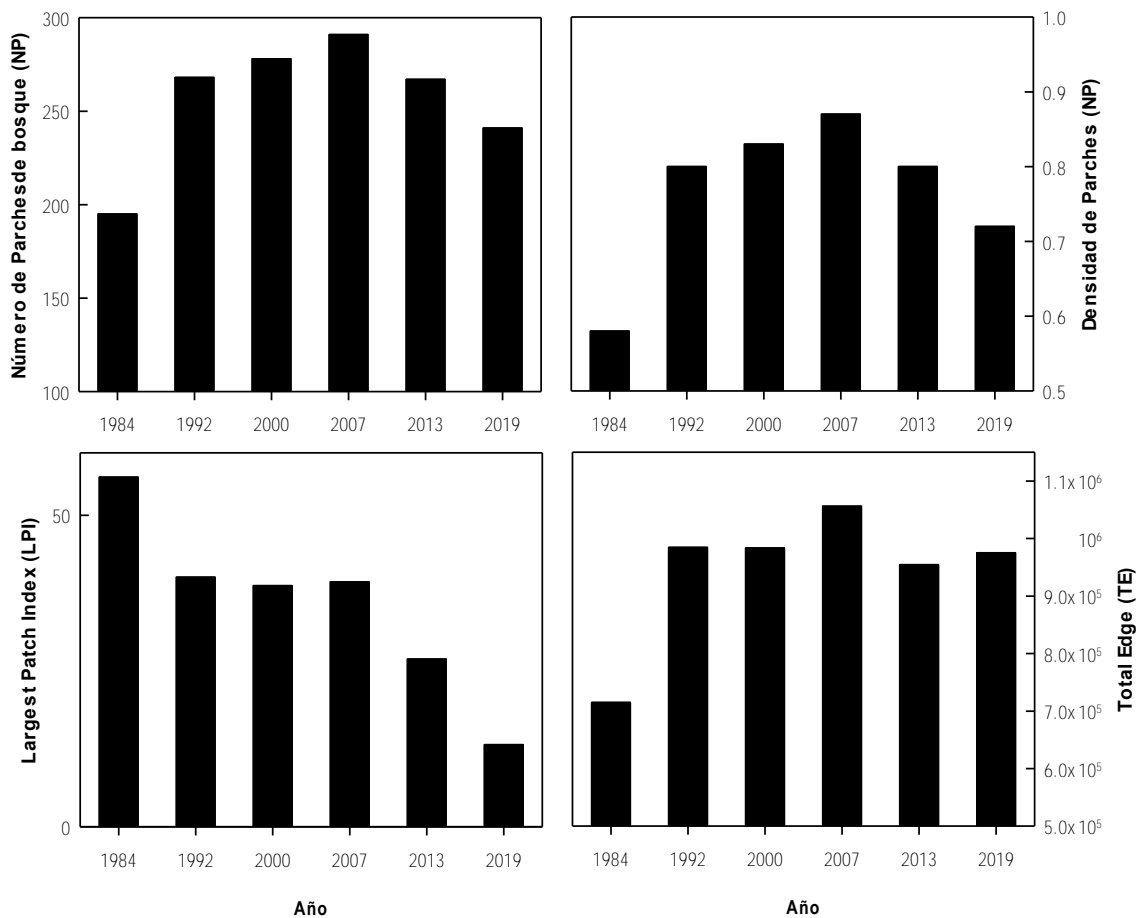




**Figura 13.** Cambios en el área con cobertura de bosque y el porcentaje que representa en el paisaje de la cuenca Chonta.

### 5.2.2.1. Métricas relacionadas a los fragmentos

En 1984 detectamos 195 fragmentos de vegetación natural remanente en la cuenca Chonta (Figura 14). El número de fragmentos se incrementó considerablemente hasta un máximo de 291 parches en 2007, incrementando los niveles de fragmentación en el área de estudio. Similar patrón se observó en la densidad promedio de fragmentos, en 1984 la densidad de fragmentos fue de 0,6 fragmentos por 100 ha, subiendo hasta 0,9 en 2007. Sin embargo, es importante mencionar que el número y la densidad de fragmentos ha tenido una ligera disminución entre los últimos periodos de evaluación (2007-2013 y 2013-2019) (Figura 14).

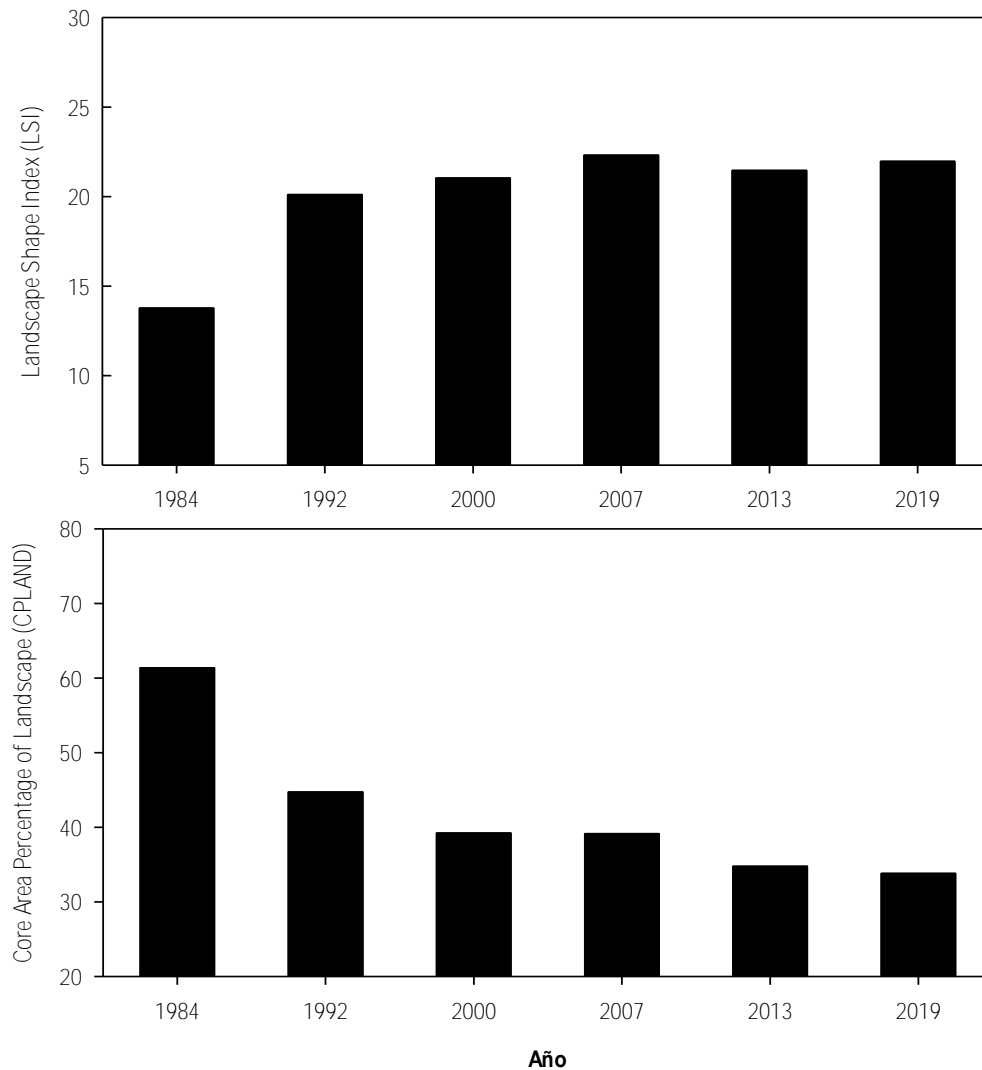


**Figura 14.** Cambios en las métricas de paisaje relacionadas a los fragmentos de bosque en la cuenca Chonta.

Sin embargo, a diferencia de los índices analizados previamente, el índice del fragmento más grande (LPI) no muestra que las actividades antrópicas en el área de estudio continúan fragmentando el paisaje. Esto debido a que en 1984 el fragmento más grande de bosque cubría el 56% de la cuenca Chonta, y ha venido disminuyendo hasta la evaluación de 2019 (13%). Es decir, el fragmento más grande de bosque solo cubre el 13% de la cuenca Chonta (Figura 14).

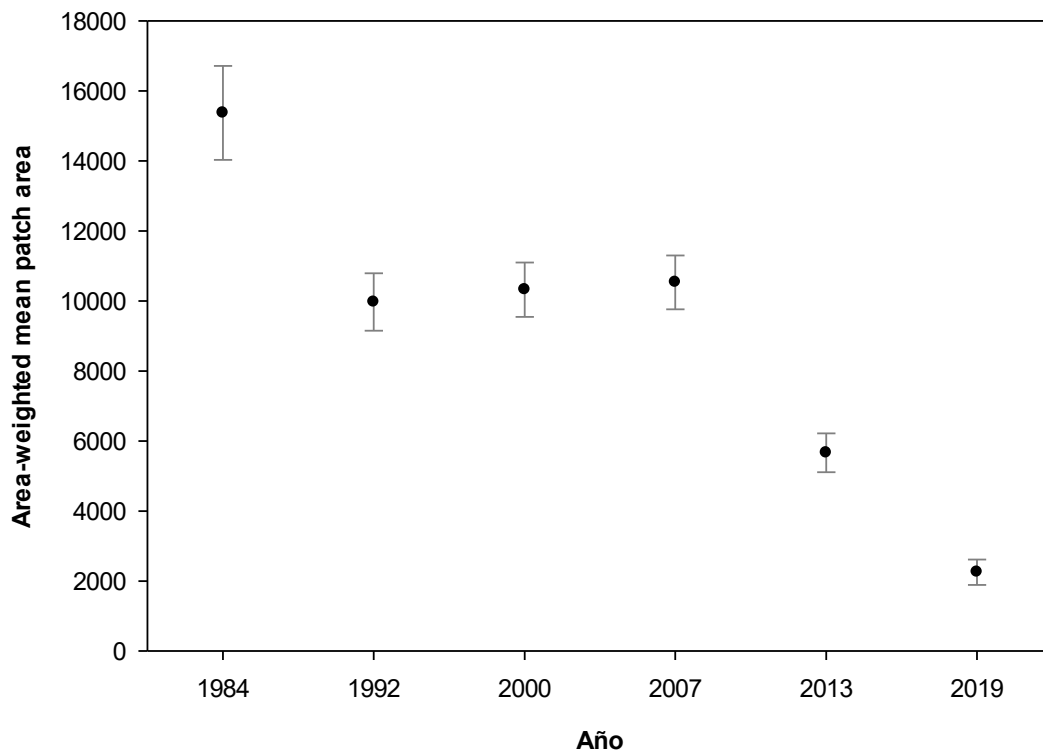
#### 5.2.2.2. Índices de fragmentación del paisaje

El índice de forma del paisaje (LSI) se incrementó considerablemente entre 1984 y 1992, pasando de 13,7 a 29,4. Esto nos sugiere que el paisaje de la cuenca Chonta en este periodo se puso más irregular debido a posiblemente a un aumento en la longitud del borde en los fragmentos del paisaje (Figura 15). Lo cual coincide con el incremento en la densidad de borde (ED) (Tabla 10), que se incrementó de 21,4 m/ha en 1984 a 29.4 m/ha en 1992.



**Figura 15.** Cambios en índice de forma del paisaje (LSI) y porcentaje del núcleo central del paisaje (CPLAND) en la cuenca Chonta.

El patrón observado previamente se ve reforzado con los cambios en el porcentaje del núcleo central del paisaje (CPLAND), el cual ha venido disminuyendo desde 1984 hasta 2019, pasando de 62% a 35%, respectivamente. Lo cual se debería a un incremento en el número de fragmentos y estos son cada vez más pequeños (Figura 15). Esto se demuestra con los resultados del promedio ponderado de área de los parches (Figura 16). Los resultados mostraron que el área promedio de los fragmentos se redujo significativamente desde 1984 al 2019, pasando de 15 ha a 0,2 ha, respectivamente (Figura 16). Es importante resaltar que los cambios más drásticos en el promedio del área de los fragmentos se observaron en el periodo 1984-1992 y entre 2007-2013.



**Figura 16.** Cambios en índice promedio ponderado de área los parches en la cuenca Chonta.

La mayor disminución en el tamaño promedio de los fragmentos después del 2007 estaría relacionado con la construcción de la carretera interoceánica, que facilitó el acceso y mayor conectividad para las actividades antrópicas. Estudios previos han demostrado que la fragmentación inducida por las redes de carreteras tiene una influencia negativa en el paisaje a la hora de mantener la conectividad (Fu et al., 2010). Esto es especialmente importante en sitios atravesados directamente por las redes de carreteras (Tapia-Armijos et al., 2015), como es el caso de la cuenca Chonta.

### 5.2.2.3. Índices de proximidad y aglomeración de los fragmentos de bosque

El índice de proximidad se redujo en la cuenca Chonta(1984-2019), pasando de 4 000.00 (1984) m a 1 000.00 m (2019), esto se debería a que este índice disminuye a medida que la distancia entre los fragmentos aumenta (Torracchi-Carrasco, 2015). Lo cual se demuestra con el índice de promedio de distancia euclidiana al vecino más cercano (ENN\_MN) el cual se incrementa durante el periodo evaluado (Figura 17), a

diferencia del índice de proximidad. El incremento en este índice nos sugiere que los fragmentos en la cuenca Chontaestán cada vez más aislados y la distancia entre fragmentos es mayor. Esto da a entender que existirá menos interacción entre individuos que albergan estos bosques como son la fauna y flora.

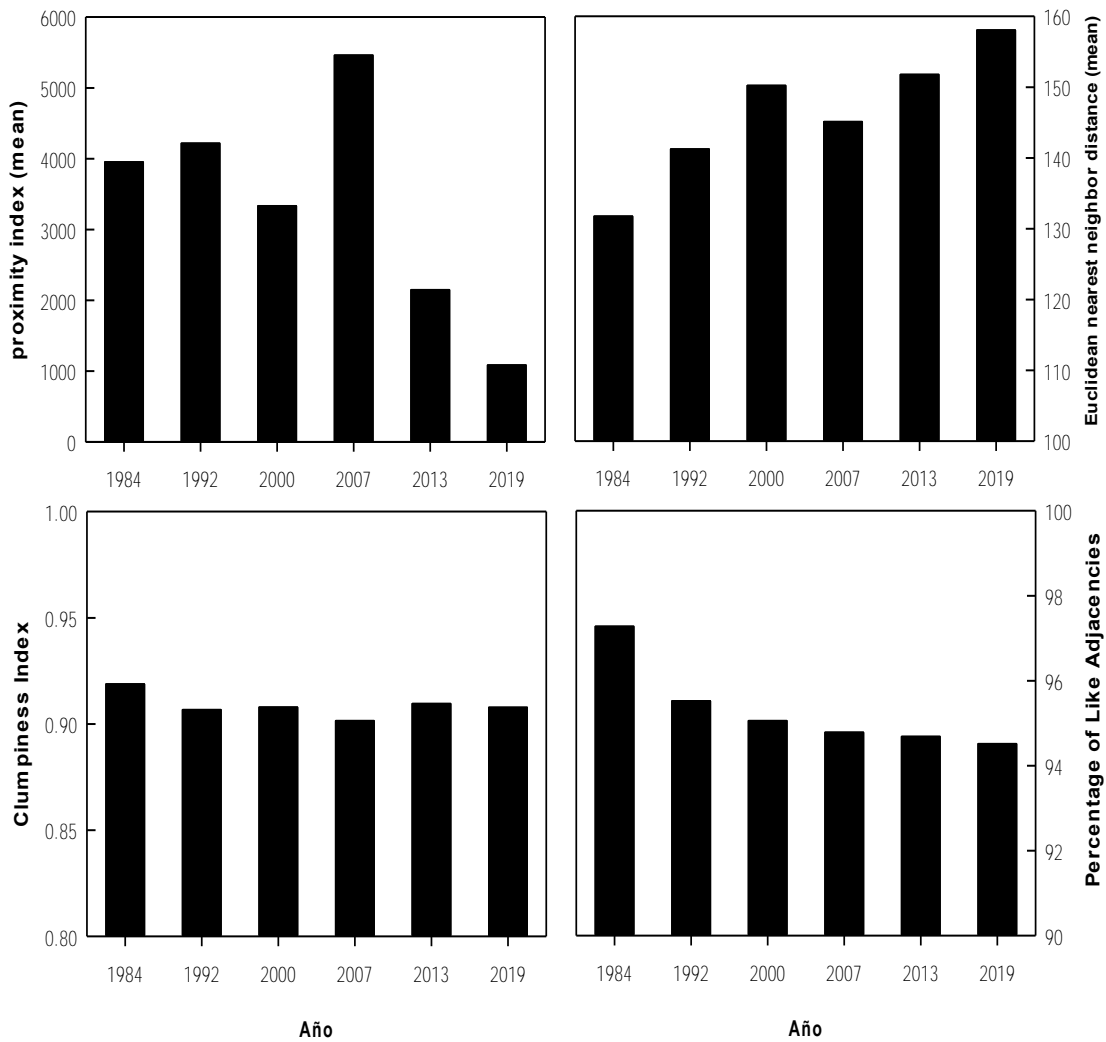


Figura 17. Cambios en índice promedio ponderado de área los parches en la cuenca Chonta.

#### 5.2.2.4. Índices de conectividad del paisaje de 1984 a 2019

El índice de conectividad del paisaje (Connectance en Figura 18) es considerado un índice adecuado para las mediciones de la fragmentación en función de las cuestiones ecológicas (Wang et al., 2014). En la cuenca Chontalos valores de conectividad disminuyeron sucesivamente desde 1984 hasta 2000, esto estaría relacionado con la disminución en el número y tamaño de los fragmentos (Liu et al., 2014). El índice de división de paisaje (IDP), es una medida de la fragmentación de

los bosques, se incrementó durante el periodo de evaluación (Figura 18), similar a los otros índices mostrados previamente. Esto nos sugiere que, en la cuenca Chonta, el grado de fragmentación del paisaje en fragmentos separados continúa incrementándose (Azhdari et al., 2018).

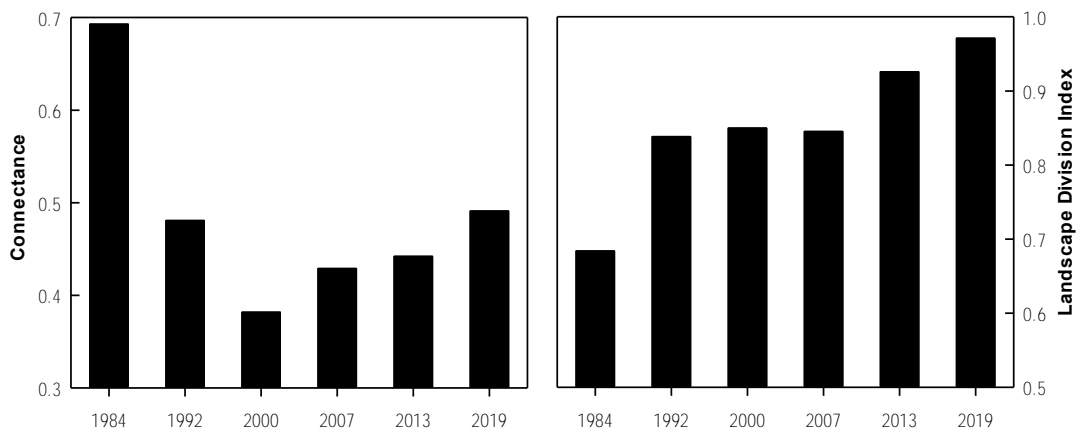


Figura 18. Cambios en la conectividad del paisaje en la cuenca Chonta.

El incremento ligero en la conectividad después del 2000 estaría relacionado con la regeneración natural (bosques secundarios sucesionales) abandonados por actividades agrícolas y ganaderas que se han desarrollado previamente. Similares resultados fueron reportados por Bonilla-Bedoya et al. (2014) en un estudio sobre patrones de fragmentación en la Amazonía ecuatoriana (1990-2008). Demostraron que las zonas forestales y agrícolas tendían a sustituir o ser sustituidas por vegetación herbácea más rápido de lo esperado fortuitamente en zonas con elevados niveles de fragmentación (Bonilla-Bedoya et al., 2014).

### **5.2.3. Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 y 2019.**

Se ha llevado a cabo un análisis exhaustivo de las actividades antropogénicas en la cuenca Chonta, empleando imágenes de alta resolución y una revisión bibliográfica detallada. Este enfoque ha permitido identificar con precisión los factores antrópicos responsables de la fragmentación y la pérdida de conectividad en el ecosistema boscoso. El uso de imágenes de alta resolución garantiza una observación meticulosa del paisaje, mientras que la revisión bibliográfica aporta un respaldo científico sólido.

Una de las actividades antropogénicas de gran preocupación es la práctica agrícola inadecuada, la cual representa un riesgo significativo para la degradación de la cuenca evaluada. Esta práctica se manifiesta principalmente en áreas agrícolas ubicadas en terrenos planos y semi-llanos, donde se observa una considerable deforestación de especies arbóreas protectoras de los suelos frágiles y las riberas de los ríos. Además, otras actividades humanas degradantes son la ganadería en las orillas de la quebrada y la extracción de madera para su uso como leña (Figura 21).

La calidad de vida en la cuenca en general es precaria, con notables deficiencias en el acceso a servicios básicos como el agua y la electricidad. Estas carencias tienen un impacto significativo en las condiciones de salud de los habitantes de la cuenca, ya que se ven comprometidas por el manejo inadecuado de desechos y el consumo de productos agrícolas contaminados con altos niveles de agroquímicos. Con el transcurso del tiempo, los habitantes asentados en las zonas altas, medias y bajas de la cuenca han entablado relaciones complejas entre ellos, estrechamente vinculadas al territorio que habitan. Estas interacciones se manifiestan en una diversidad de actividades económicas y productivas, así como en intereses compartidos, que han resultado en efectos favorables para el progreso de la comunidad, pero también han acarreado consecuencias desfavorables desde el punto de vista ambiental.

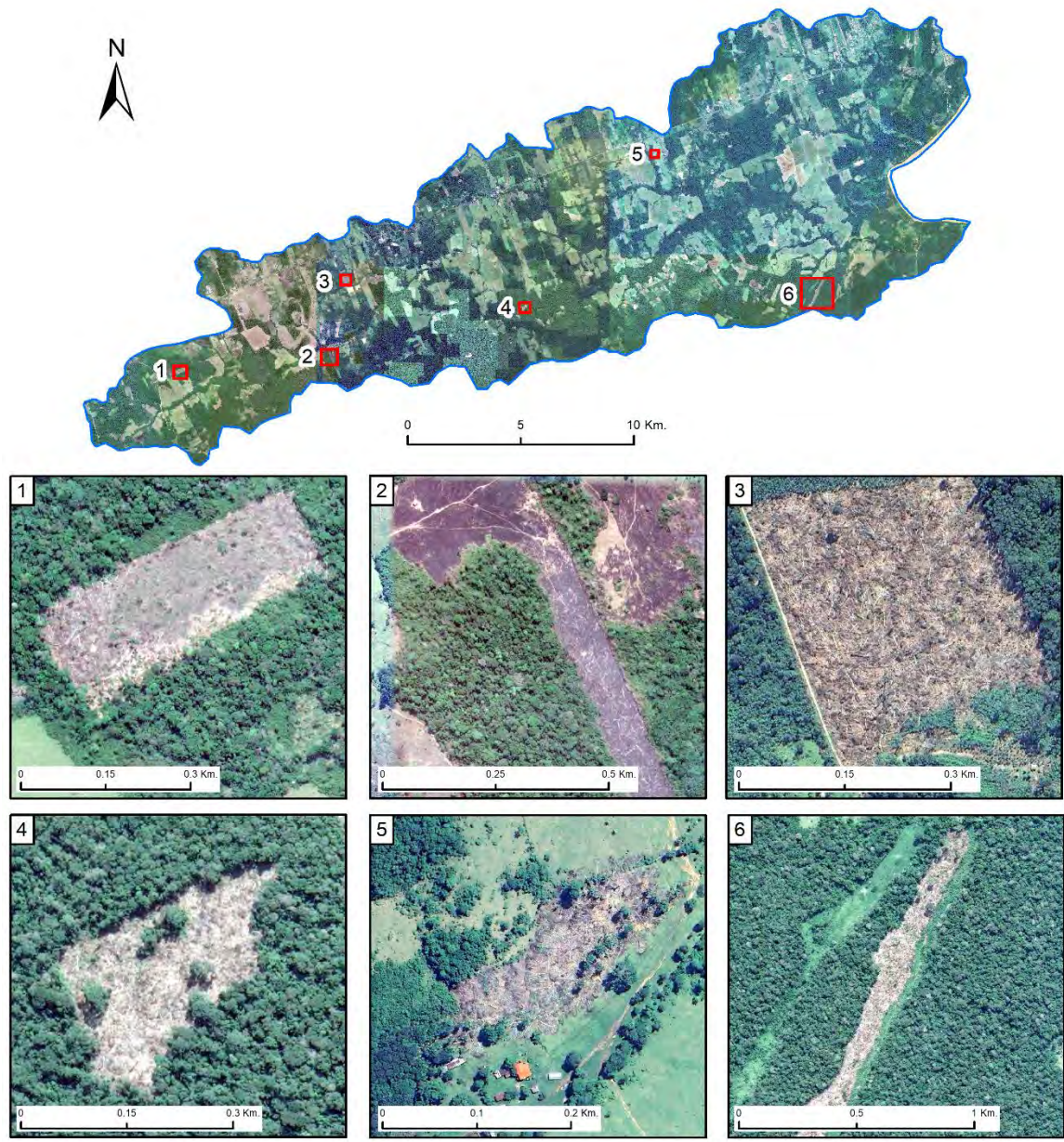


Figura 19. Se han adquirido imágenes de satélite de Google Maps mediante el software SAS.Planet, revelando áreas de deforestación a gran escala. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección.

La deforestación en la cuenca Chonta es un problema grave que se ve exacerbado por diversas actividades antrópicas. La tala de árboles para la obtención de madera, la conversión de bosques en tierras agrícolas, la urbanización y la construcción de infraestructuras como carreteras son prácticas humanas que contribuyen directamente a la fragmentación y pérdida de los ecosistemas boscosos en esta cuenca (Figura 20).



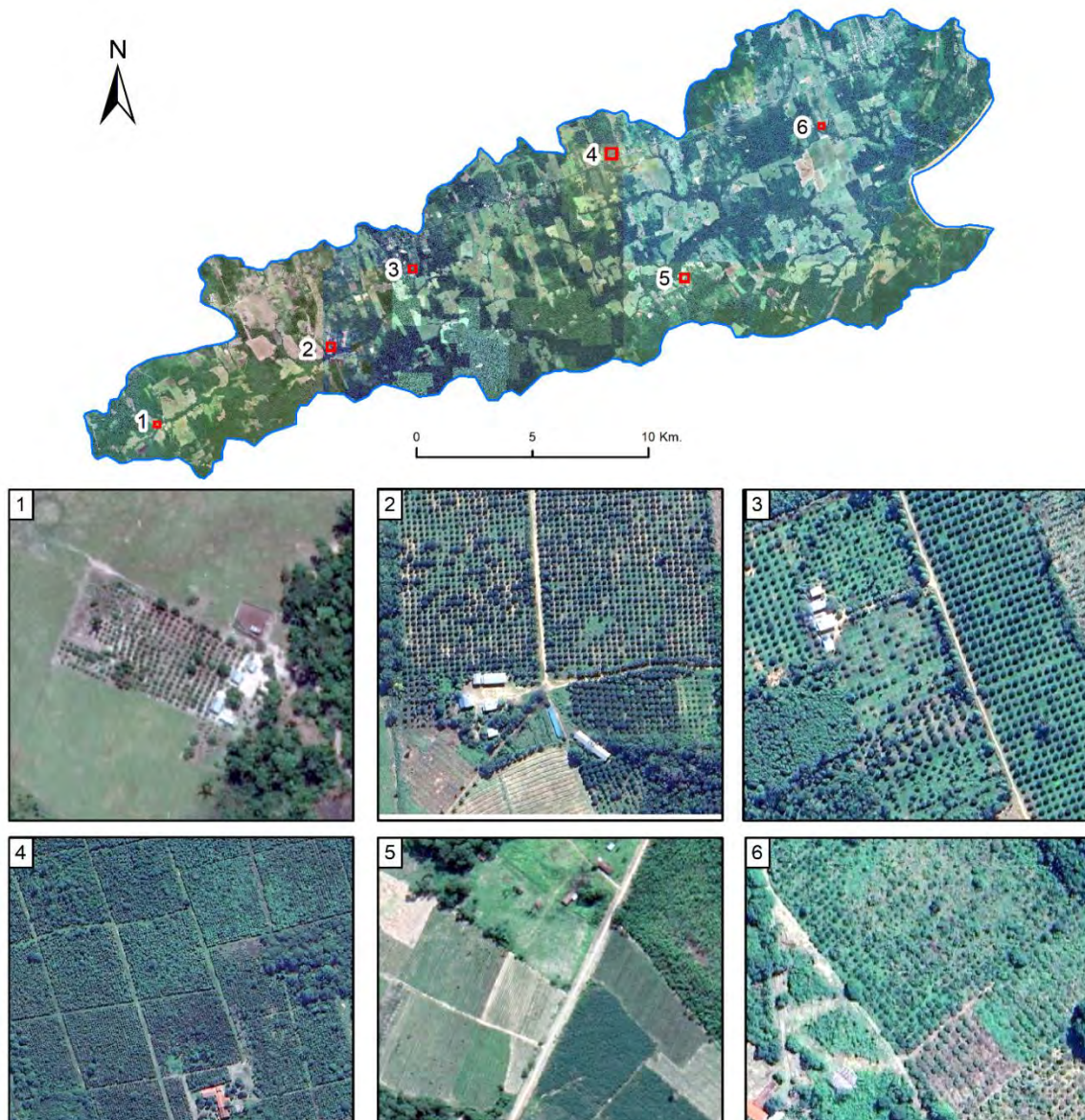


Figura 20. Se han obtenido imágenes del satélite de Google Maps utilizando el software SAS.Planet, destacando el uso de la tierra para fines agrícolas. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección.

La construcción de carreteras en la cuenca Chonta tiene un impacto significativo en la pérdida de bosques y la fragmentación de los ecosistemas. Estas carreteras facilitan el acceso a áreas boscosas que antes eran difíciles de alcanzar, lo que resulta en una mayor presión sobre los bosques. La apertura de nuevas áreas para la agricultura y la explotación de recursos naturales provoca la fragmentación del hábitat, interrumpiendo los corredores biológicos y generando una mayor degradación del bosque. La colonización humana y el aumento de actividades económicas como la agricultura y la extracción de recursos naturales también contribuyen a este

problema, exacerbando aún más la pérdida de bosques y la fragmentación del ecosistema en la cuenca Chonta.

La expansión agrícola y ganadera en la cuenca Chonta ejerce una presión significativa sobre los bosques, ya que se requieren extensas áreas de tierra para cultivos y pastoreo. Esta conversión de bosques en campos agrícolas y pastizales resulta en una fragmentación del hábitat, dividiendo el bosque en parcelas más pequeñas y separadas. Esta fragmentación interrumpe los corredores biológicos cruciales, dificultando el movimiento de la fauna y la flora entre los fragmentos y aumentando el riesgo de pérdida de biodiversidad y la alteración del equilibrio ecológico en la región de estudio (Figura 21).

Según el análisis de las métricas realizadas sobre los fragmentos en la cuenca Chonta, se observa una tendencia decreciente en su tamaño a lo largo del tiempo, atribuible en gran medida a factores antropogénicos. Este hallazgo subraya la urgente necesidad de implementar iniciativas de reforestación entre los parches fragmentados. La reintegración de estos fragmentos mediante la reforestación facilitaría el movimiento de la fauna entre ellos, fomentando la dispersión de semillas y el inicio de sucesiones naturales. Este enfoque reduciría los aislamientos entre los parches, mitigando así el riesgo de extinción de especies. La proximidad entre los parches aumentaría la adaptabilidad y el área efectiva de los hábitats, promoviendo la satisfacción de las necesidades vitales de las especies y la formación de corredores biológicos a lo largo del tiempo. Este enfoque sugiere una estrategia efectiva para la conservación y restauración de los ecosistemas fragmentados en la cuenca Chonta, abordando activamente los impactos antropogénicos que han contribuido a su degradación.

A lo largo del período analizado, se evidencia una continua fragmentación de los parches en la cuenca Chonta, lo que resulta en una pérdida significativa de hábitat. Este fenómeno se atribuye principalmente a actividades antropogénicas, como la apertura de trochas y la expansión de áreas de pastoreo y agricultura migratoria. Este proceso ha afectado especialmente a especies de alto valor económico en la región, como *Euterpe precatoria*, *Guadua weberbaueri* e *Iriartea deltoidea*, cuyas partes son ampliamente aprovechadas por la población local. Es crucial reconocer la importancia



de conservar estas especies y promover la conectividad entre los parches para mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. A pesar de que la fragmentación de los bosques en la cuenca Chonta ha disminuido en comparación con períodos anteriores, aún persiste como un desafío significativo. Por lo tanto, se recomienda la implementación de proyectos que aborden esta problemática y promuevan la conservación de las quebradas, con el objetivo de garantizar un uso sostenible de los ecosistemas y fomentar la conectividad entre los parches como estrategia clave para mitigar la fragmentación forestal.

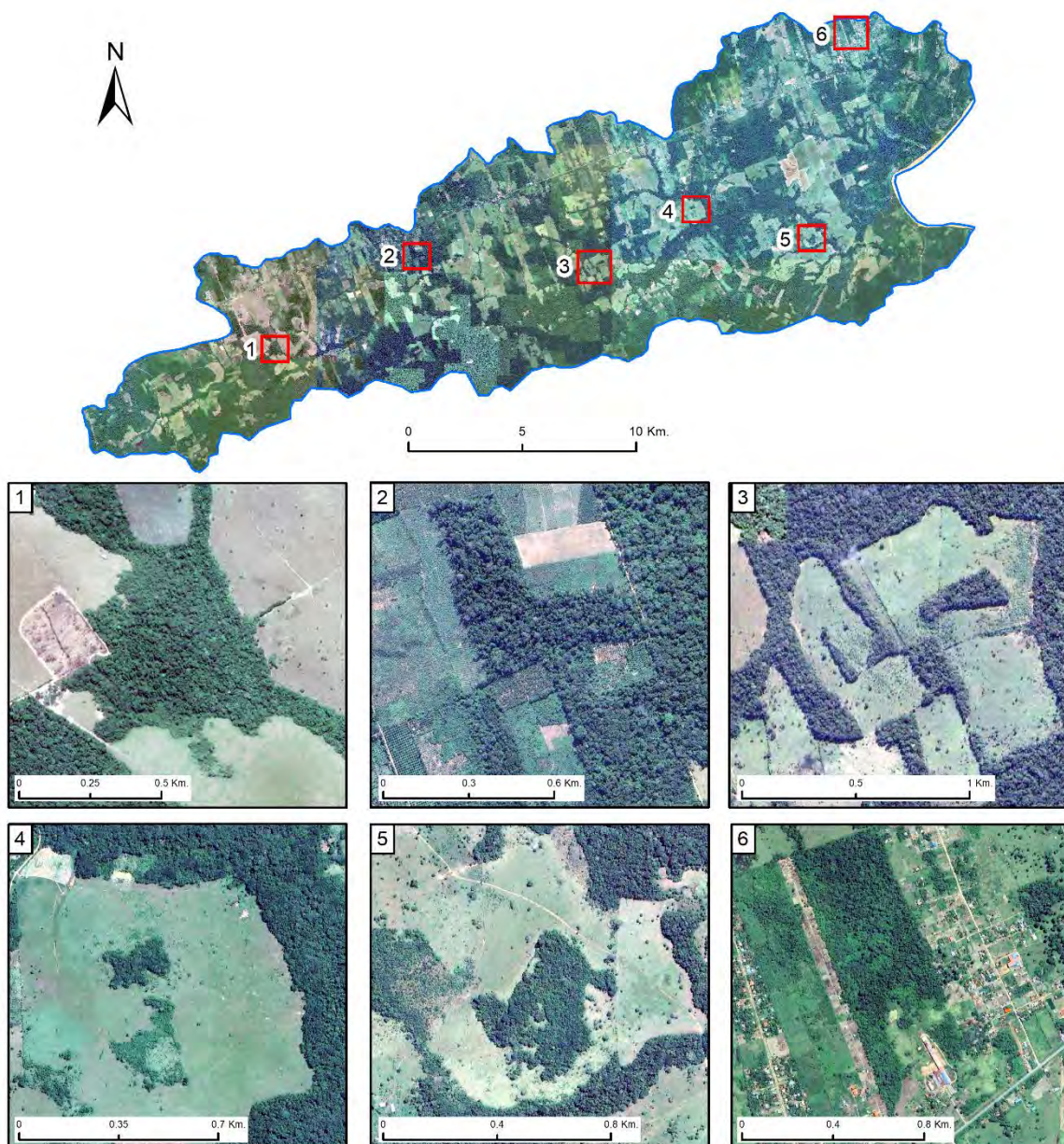


Figura 21. Se han utilizado imágenes satelitales de Google Maps con el software SAS.Planet para identificar la formación de parches debido a la actividad humana. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección.



En la cuenca, el aprovechamiento de las aguas superficiales con fines agrícolas es limitado; sin embargo, la calidad de estas aguas se ve comprometida por la contaminación derivada de los propios habitantes de la zona. Para suplir esta necesidad, algunas comunidades recurren al uso de pozos tubulares y servicios de agua potable domiciliaria como alternativas para el riego a pequeña escala, mientras que otras dependen principalmente de las precipitaciones pluviales.

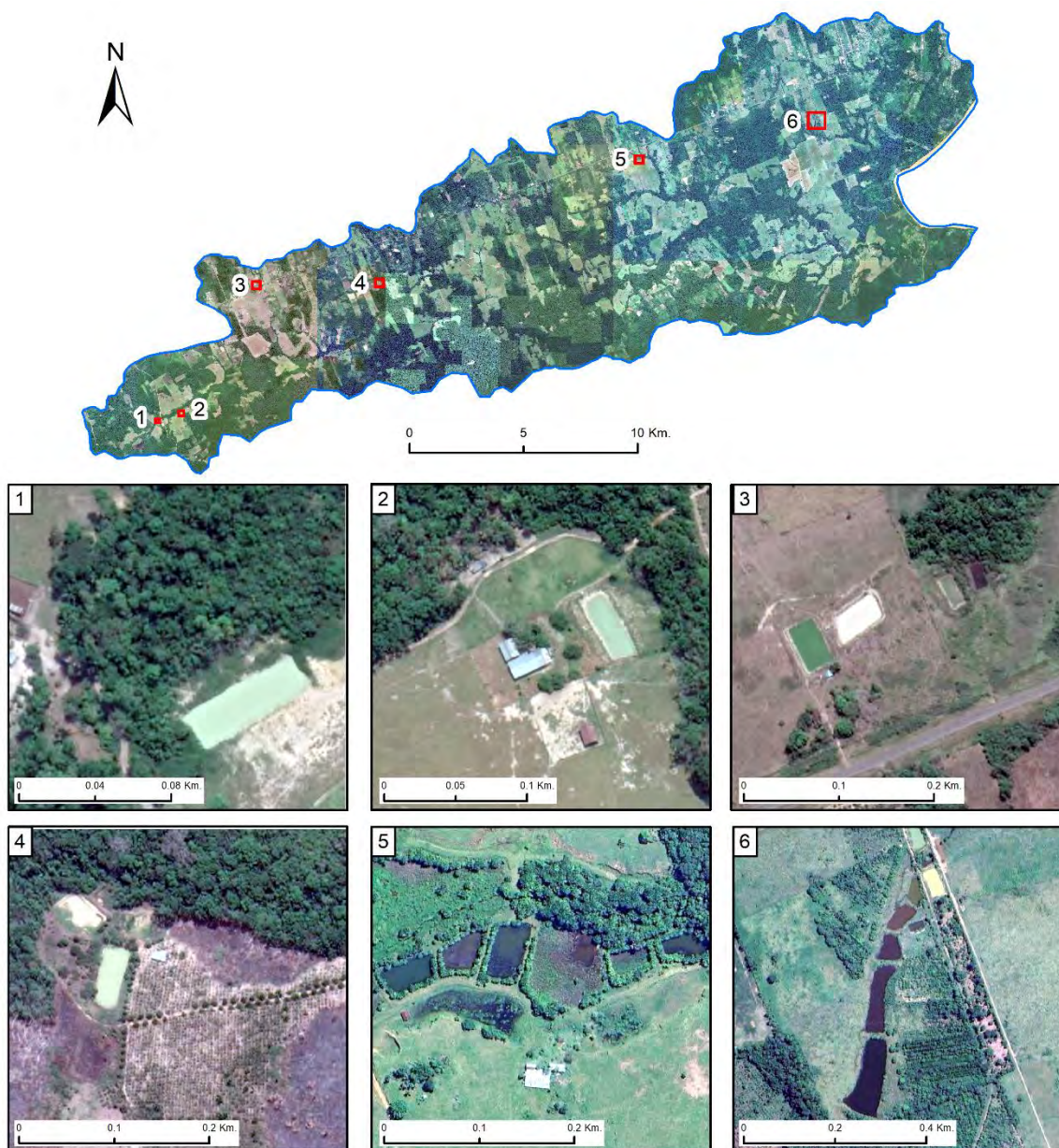


Figura 22. Se emplearon imágenes satelitales de Google Maps y el software SAS.Planet para identificar piscigranjas como parte de las actividades antropogénicas. 1, 2, 3, 4, 5 y 6 indican zonas destacadas seleccionadas de inspección.

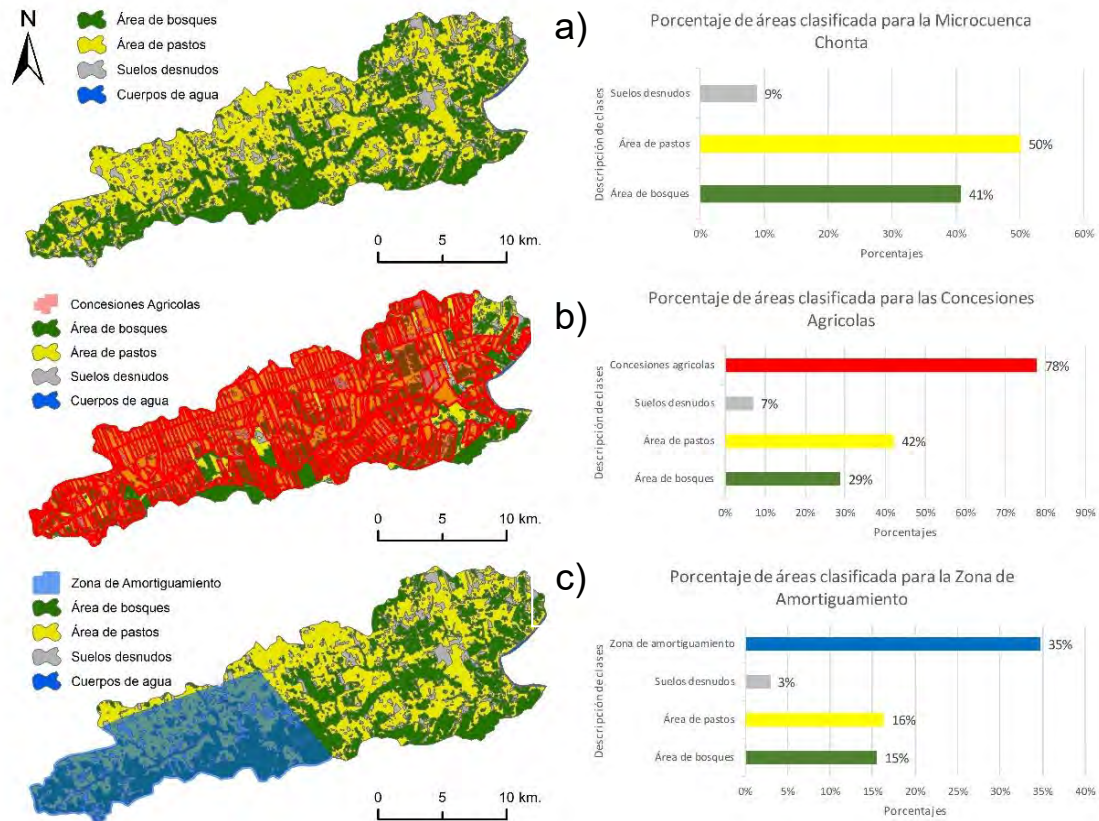


Figura 23. Se muestra la clasificación con las imágenes del satélite Landsat 8 OLI, b) se muestra las concesiones agrícolas sobrepuestas sobre la clasificación, c) se muestra la zona de Amortiguamiento sobrepuesto en la clasificación.

La presencia de bosques, abarcando el 41% del área total de la cuenca, indica la importancia de la vegetación natural para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Figura 24a). La existencia de suelos desnudos, ocupando el 9% de la microcuenca, sugiere una posible degradación del suelo o cambios en su uso (Figura 24a), destacando la necesidad de investigaciones adicionales y estrategias de manejo de la tierra adecuadas. La clase de pastos, cubriendo la mitad del área, refleja la presencia significativa de actividades agrícolas o de pastoreo, lo que resalta la importancia de prácticas agrícolas (Figura 24a). Por otro lado, el análisis de las concesiones agrícolas revela que estas cubren el 78% del área total, con suelos desnudos ocupando el 7% y bosques y pastos el 29% y el 42% respectivamente (Figura 24b), lo que subraya la importancia de considerar su impacto en la cuenca. Por último, la zona de amortiguamiento, que cubre aproximadamente el 35% del área total, juega un papel crucial en la protección y conservación del ecosistema circundante (Figura 24b).





Figura 24. Se muestra la agricultura migratoria que se viene desarrollando en la cuenca Chonta.

En la cuenca Chonta, se evidencia una amplia gama de actividades antropogénicas que abarcan desde la ganadería, la agricultura y la extracción de madera para uso de leña, así como formas de comercio de pequeña escala como el cultivo de arroz, cítricos, plátanos y cacao, junto con la comercialización de animales de corral. Estas actividades, complementadas por la producción de lácteos, carne y piscigranjas, desempeñan un papel fundamental en el suministro de bienes alimenticios al mercado local. Asimismo, la presencia de centros recreativos en las inmediaciones del río y áreas ribereñas, ejercen un impacto considerable en el bosque de la cuenca, con consecuencias potencialmente adversas para el ecosistema forestal. Estas actividades pueden provocar deforestación y degradación del hábitat, fragmentación del entorno natural, contribución a la contaminación del agua a través de la escorrentía de pesticidas, herbicidas, fertilizantes y desechos animales, disminución de la capacidad del bosque para proporcionar servicios ecosistémicos cruciales, y, además, afectar negativamente la recreación y el turismo al aumentar la presión sobre el medio ambiente.

## CONCLUSIONES

1. Se concluye que entre 1984 al 2019, la cuenca Chonta ha sufrido un aumento alarmante en la pérdida de bosques, con una tasa anual de deforestación promedio del 1,4% y una disminución total del 43% de su cobertura arbórea en un lapso de 35 años.
2. Se concluye que el análisis de los índices del paisaje en la cuenca Chonta entre 1984 al 2019 revela una preocupante disminución en la diversidad y extensión de hábitats, lo que amenaza la biodiversidad de la cuenca Chonta. La reducción en la cobertura del suelo y la fragmentación del hábitat podrían afectar la supervivencia de numerosas especies.
3. Se concluye que el análisis de las actividades antropogénicas en la cuenca Chonta entre 1984 al 2019 revela un marcado deterioro del ecosistema boscoso, caracterizado por una significativa fragmentación y pérdida de conectividad. La agricultura ha sido el principal factor de fragmentación, superando en intensidad a otras actividades como la ganadería, la extracción de madera, el comercio local y el turismo. Estas actividades han acelerado la deforestación y degradado el hábitat.

## RECOMENDACIONES

Realizar el estudio de la conectividad ecológica: Realizar un análisis más profundo de la conectividad entre los hábitats remanentes en la cuenca Chonta utilizando herramientas de modelado de la dispersión de especies y la conectividad del paisaje. Esto ayudará a identificar corredores biológicos clave y áreas de importancia para la conservación que requieren atención prioritaria.

Se requiere una evaluación de impactos específicos en la biodiversidad: Investigar cómo la pérdida y fragmentación del hábitat están afectando a especies emblemáticas o en peligro de extinción en la cuenca Chonta. Esto puede implicar estudios de campo para monitorear la distribución y abundancia de especies seleccionadas, así como el análisis de datos genéticos para comprender el impacto de la fragmentación del hábitat en la diversidad genética de las poblaciones.

Realizar un análisis de la efectividad de medidas de mitigación: Evaluar críticamente la efectividad de las medidas de mitigación existentes, como programas de restauración del paisaje y regulaciones ambientales, en la reducción de la deforestación y la conservación de la biodiversidad en la cuenca Chonta. Esto puede implicar la recopilación de datos longitudinales sobre la implementación y resultados de estas medidas, así como el análisis de factores que pueden influir en su éxito o fracaso.

Llevar a cabo una investigación interdisciplinaria sobre factores socioeconómicos: Realizar investigaciones interdisciplinarias que integren datos socioeconómicos con análisis ambientales para comprender mejor los impulsores subyacentes de la deforestación en la cuenca Chonta. Esto puede incluir entrevistas con comunidades locales, análisis de políticas gubernamentales y estudios de mercado para identificar incentivos económicos y barreras que influyen en las decisiones de uso de la tierra y recursos naturales.



## BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, C. C. A. (2010). Identificación de Áreas Prioritarias de Conservación Enfocadas Hacia la Conectividad Estructural del Corredor Encenillo (Municipios de la Calera, Guasca, Sopo, Sesquilé, Guatavita), Cundinamarca [Javeriana]. En *Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju* (Vol. 60, Número 4). <https://doi.org/10.1093/occmmed/kqq062>
- Agapito-Quispe, V. A. (2023). Análisis de indicadores para medir la sostenibilidad de la microcuenca quebrada Chonta, Tambopata - Madre de Dios. *Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios - UNAMAD*. <http://repositorio.unamad.edu.pe/handle/20.500.14070/992>
- Aguilera, F. (2010). Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de geografía*, 30(2), 9-29. <https://revistas.ucm.es/index.php/AGUC/article/viewFile/AGUC1010220009A/30701>
- Alarcon-Aguirre, G., Canahuire-Robles, R. R., Guevara-Duarez, F. M., Rodríguez-Achata, L., Gallegos-Chacón, L. E., y Garate-Quispe, J. (2021a). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcon-Aguirre, G., Canahuire-Robles, R. R., Guevara-Duarez, F. M., Rodríguez-Achata, L., Gallegos-Chacón, L. E., y Garate-Quispe, J. (2021b). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcon-Aguirre, G., Mamani Mamani, M., Canahuire-Robles, R. R., Vasquez Zavaleta, T., Peña Valdeiglesias, J., Diaz Revoredo, J., Rodríguez Achata, L., Ramos Enciso, D., y Garate-Quispe, J. (2023). Forest Loss Related to Brazil Nut Production in Non-Timber Forest Product Concessions in a Micro-Watershed in the Peruvian Amazon. *Remote Sensing*, 15(23), 5438. <https://doi.org/10.3390/rs15235438>
- Alarcon Aguirre, G., Canahuire Robles, R. R., Guevara Duarez, F. M., Rodríguez Achata, L., Gallegos Chacón, L. E., y Garate-Quispe, J. (2021). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcón Aguirre, G., Canahuire Robles, R. R., Guevara Duarez, F. M., Rodríguez Achata, L., Gallegos Chacón, L. E., y Garate-Quispe, J. (2021). Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: A case study in Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Alarcon Aguirre, G., Zevallos Pollito, P. A., Quispe Herrera, R., Ramos Enciso, D., y 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), 1947-1947. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1947>
- Alarcón, G., Díaz, J., Vela, M., García, M., y Gutiérrez, J. (2016). Deforestación en el

- sureste de la amazonia 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>
- Allan, A., Soltani, A., Abdi, M. H., y Zarei, M. (2022). Driving Forces behind Land Use and Land Cover Change: A Systematic and Bibliometric Review. *Land*, 11(8), 1222. <https://doi.org/10.3390/land11081222>
- Álvarez-Berrios, N., L'Roe, J., y Naughton-Treves, L. (2021). Does formalizing artisanal gold mining mitigate environmental impacts? Deforestation evidence from the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 16(6), 064052. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abede9>
- Alvarez-Montalván, C. E., Manrique-León, S., Vela-Da Fonseca, M., Cardozo-Soarez, J., Callo-Ccorcca, J., Bravo-Camara, P., Castañeda-Tinco, I., y Alvarez-Orellana, J. (2021). Floristic composition, structure and tree diversity of an amazon forest in Peru [Composición florística, estructura y diversidad arbórea de un bosque amazónico en Perú]. *Scientia Agropecuaria*, 12(1), 73-82. <https://doi.org/10.17268/SCI.AGROPECU.2021.009>
- Álvarez, H. A., y Clemente-Orta, G. (2023). Ecología del movimiento de artrópodos y el control biológico: desde el laboratorio hasta el paisaje. *Ecosistemas*, 32(2), 2500. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2500>
- ALVES, F. S. M., FISCH, G., y VENDRAME, Í. F. (1999). Modificações do microclima e regime hidrológico devido ao desmatamento na Amazônia: estudo de um caso em Rondônia (Ro), Brasil. *Acta Amazonica*, 29(3), 395-395. <https://doi.org/10.1590/1809-43921999293409>
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., y Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14(5), 484-492. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x>
- Ariza, A. (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). *Centro de Investigación y Desarrollo en información Geográfica del IGAC -CIAF*, 46. <http://www.unspider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf>
- Aslan, C. E., Rejmánek, M., y Klinger, R. (2012). Combining efficient methods to detect spread of woody invaders in urban–rural matrix landscapes: an exploration using two species of Oleaceae. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 331-338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02097.x>
- Asner, G. P., y Tupayachi, R. (2017). Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 12(9), 094004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AA7DAB>
- Azhdari, A., Soltani, A., y Alidadi, M. (2018). Urban morphology and landscape structure effect on land surface temperature: Evidence from Shiraz, a semi-arid city. *Sustainable Cities and Society*, 41, 853-864. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.06.034>

- Baez, S., Dueñas, H., Mamani, J., y Garate, J. (2017). *Flora y vegetación de la Microcuenca Chonta , distrito Tambopata y Laberinto , Departamento de Madre de Dios – Perú . 1*, 1-5.
- Barnston, A. G., Livezey, R. E., y Halpert, M. S. (1991). Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. *Journal of Climate*, 4(10), 957-988. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1991\)004](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1991)004)
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., y Cronin, J. T. (2004). THE MATRIX ENHANCES THE EFFECTIVENESS OF CORRIDORS AND STEPPING STONES. *Ecology*, 85(10), 2671-2676. <https://doi.org/10.1890/04-0500>
- Beier, P. (2019). A rule of thumb for widths of conservation corridors. *Conservation Biology*, 33(4), 976-978. <https://doi.org/10.1111/cobi.13256>
- Bennett, A. F., y Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. En *Conservation Biology for All* (pp. 88-106). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006>
- Boca, T., y Rodríguez, G. (2012). Métodos estadísticos de la evaluación de la exactitud de productos derivados de sensores remotos Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar. *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*. <https://inta.gov.ar/documentos/metodos-estadisticos-de-la-evaluacion-de-la-exactitud-de-productos-derivados-de-sensores-remotos>
- Bogaert, J., Ceulemans, R., y Salvador-Van Eysenrode, D. (2004). Decision Tree Algorithm for Detection of Spatial Processes in Landscape Transformation. *Environmental Management*, 33(1), 62-73. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0027-0>
- Bonilla-Bedoya, S., Molina, J. R., Macedo-Pezzopane, J. E., y Herrera-Machuca, M. A. (2014). Fragmentation patterns and systematic transitions of the forested landscape in the upper Amazon region, Ecuador 1990-2008. *Journal of Forestry Research*, 25(2), 301-309. <https://doi.org/10.1007/s11676-013-0419-9>
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., y Camps-Valls, G. (2017). *Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2*. 55-66. <https://doi.org/https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133> Clasificación
- Brown, D. G., Johnson, K. M., Loveland, T. R., y Theobald, D. M. (2005). Rural Land-Use Trends in the Conterminous United States , 1950-2000 Published by: Ecological Society of America RURAL LAND-USE TRENDS IN THE CONTERMINOUS. *Ecological Applications*, 15(6), 1851-1863. <https://doi.org/10.2307/4543489>
- Cadotte, M. W. (2006). Dispersal and species diversity: a meta-analysis. *The American naturalist*, 167(6), 913-924. <https://doi.org/10.1086/504850>
- Calabrese, J., The, W. F.-F. in E. and, y 2004, U. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Wiley Online LibraryJM Calabrese, WF FaganFrontiers in Ecology and the Environment, 2004•Wiley Online Library*. [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0529:ACGTTCM\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTTCM]2.0.CO;2)

- Canahuire-Robles, R., Hilaire-Vargas, S., y Peña-Valdiglesias, J. (2023). Influencia de las actividades antropogénicas en la calidad del agua de la microcuenca Chonta en la provincia Tambopata, Madre de Dios. *Revista Biodiversidad Amazónica*, 2(2), 54-69. <https://doi.org/10.55873/RBA.V2I2.254>
- Castro, R. (1999). *Sistema para el seguimiento y Análisis de Tierras mediante Teledetección (TeleSAT). Bases Teóricas.* 1-88. [http://www.fao.org/tempref/GI/Reserved/FTP\\_FaoRlc/old/proyecto/gcp/rla/126/jpn/GUIA DEL USUARIO.pdf](http://www.fao.org/tempref/GI/Reserved/FTP_FaoRlc/old/proyecto/gcp/rla/126/jpn/GUIA DEL USUARIO.pdf)
- Chacón L, M., Harvey, C. A., y Delgado, D. (2007). Tree diversity and carbon storage in a fragmented landscape of the zone Atlantic, Costa Rica. / 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. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=lah&AN=20083121220&site=ehost-live%5CnHTTP://www.catie.ac.cr%5Cnemail:mchacon@catie.ac.cr%5Ccharvey@catie.ac.cr%5Cddelgado@catie.ac.cr>
- Chamling, M., y Bera, B. (2020). Spatio-temporal Patterns of Land Use/Land Cover Change in the Bhutan–Bengal Foothill Region Between 1987 and 2019: Study Towards Geospatial Applications and Policy Making. *Earth Systems and Environment*, 4(1), 117-130. <https://doi.org/10.1007/s41748-020-00150-0>
- Chavez, A. B. (2014). Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1986 and 2007 in southeastern Peru: policy drivers and road implications. *Journal of Land Use Science*, 9(4), 414-437. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.807310>
- Chuvienco, E. (2002). *Teledeteccion Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio.pdf* (septiembre). [https://drive.google.com/file/d/0B0KUmy\\_fthbuX09sUE9RejJXX1U/view](https://drive.google.com/file/d/0B0KUmy_fthbuX09sUE9RejJXX1U/view)
- Chuvienco, S. E. (2002). Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el Espacio. En *bibliotecadigital.univalle.edu.co*. [https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/1065/Teledeteccion on ambiental.pdf?sequence=1](https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/1065/Teledeteccion%20ambiental.pdf?sequence=1)
- Cohen, J. (1960). *A Coefficient of Agreement for Nominal Scales.* 20, 11. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Csillik, O., y 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>
- Damschen, E. I., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Tewksbury, J. J., y Levey, D. J. (2006). Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science*, 313(5791), 1284-1286. <https://doi.org/10.1126/science.1130098>
- DeFries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M., y Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3(3), 178-181. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>

- Dethier, E. N., Sartain, S. L., y Lutz, D. A. (2019). Heightened levels and seasonal inversion of riverine suspended sediment in a tropical biodiversity hot spot due to artisanal gold mining. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(48), 23936-23941. <https://doi.org/10.1073/pnas.1907842116>
- Diringer, S. E., Berky, A. J., Marani, M., Ortiz, E. J., Karatum, O., Plata, D. L., Pan, W. K., y Hsu-Kim, H. (2020). Deforestation Due to Artisanal and Small-Scale Gold Mining Exacerbates Soil and Mercury Mobilization in Madre de Dios, Peru. *Environmental Science and Technology*, 54(1), 286-296. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.9B06620>
- Dramstad, W., Olson, J. D., y Forman, R. T. (1996). Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning. En *Landscape Ecology* (Vol. 2, Número 4, pp. 201-202). <https://doi.org/10.1007/BF00125090>
- Dunn, C. P., Knight, R. L., Smith, F. W., Buskirk, S. W., Romme, W. H., y Baker, W. L. (2001). A Land Divided: Forest Fragmentation in the Rocky Mountains. *Ecology*, 82(6), 1795. <https://doi.org/10.2307/2679823>
- ENVI. (2009). ENVI Atmospheric Correction Module: QUAC and FLAASH user's guide. *Module Version*, 44. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:ENVI+Atmospheric+Correction+Module:+QUAC+and+FLAASH+user's+guide#0>
- Espín, N., Castillo, F., García, F., y Sarría, F. (2015). Comparación de Métodos de Clasificación de Imágenes de Satélite en la Cuenca del Río Argos (Región de Murcia). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 67, 327-347.
- Etter, A. (1991). Introducción a la Ecología del Paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos. *Landscape Ecology*, 32(3)(October 1991), 25-56. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- Etter, A., y Villa, L. A. (2000). Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development*, 20(3). [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0236:AFAFSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0236:AFAFSI]2.0.CO;2)
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FAO. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. En *El estado de los bosques del mundo 2020*. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Fernandez, L. E. (2018). Tres Décadas De Deforestación Por Minería Aurífera. *Centro De Innovación Científica Amazónica, La deforestación causada por la minería aurífera*, 8. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://cincia.wfu.edu/wp-content/uploads/CINCIAS-Research-Brief-1-Three-Decades-of-Deforestation.pdf](https://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://cincia.wfu.edu/wp-content/uploads/CINCIAS-Research-Brief-1-Three-Decades-of-Deforestation.pdf)
- Fisher, J., Arora, P., y Rhee, S. (2018). Conserving tropical forests: Can sustainable livelihoods outperform artisanal or informal mining? *Sustainability (Switzerland)*, 10(8), 2586. <https://doi.org/10.3390/su10082586>

- Foley, J. A. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133-142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>
- FRA. (2023). *Términos y Definiciones FRA 2025*. [https://www.google.com/search?q=La+FAO+%28Organización+de+las+Naciones+Unidas+para+la+Alimentación+y+la+Agricultura%29+recomienda+utilizar+períodos+mínimos+de+5+años+para+monitorear+cambios+en+la+cobertura+forestal.&sca\\_esv=25c5168e3d3cecd6&sxsr=ACQVn09u](https://www.google.com/search?q=La+FAO+%28Organización+de+las+Naciones+Unidas+para+la+Alimentación+y+la+Agricultura%29+recomienda+utilizar+períodos+mínimos+de+5+años+para+monitorear+cambios+en+la+cobertura+forestal.&sca_esv=25c5168e3d3cecd6&sxsr=ACQVn09u)
- Fu, W., Liu, S., Degloria, S. D., Dong, S., y Beazley, R. (2010). Characterizing the «fragmentation-barrier» effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, 95(3), 122-129. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.009>
- Gallé, R., Korányi, D., Tölgyesi, C., Lakatos, T., Marcolin, F., Török, E., Révész, K., Szabó, Á. R., Torma, A., Gallé-Szpisjak, N., Marja, R., Szitár, K., Deák, B., y Batáry, P. (2022). Landscape-scale connectivity and fragment size determine species composition of grassland fragments. *Basic and Applied Ecology*, 65, 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.10.001>
- Gallé, R., Tölgyesi, C., Szabó, Á. R., Korányi, D., Bátor, Z., Hábenczyus, A., Török, E., Révész, K., Torma, A., Gallé-Szpisjak, N., Lakatos, T., y Batáry, P. (2023). Plant invasion and fragmentation indirectly and contrastingly affect native plants and grassland arthropods. *The Science of the total environment*, 903, 166199. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166199>
- Gamarra, A. S. E. (2017). Análisis de la cobertura y uso de la tierra utilizando imágenes de resolución espacial media para el distrito de San Ramón - Chanchamayo - Junín - Perú. *Universidad Nacional Agraria La Molina*. <http://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/230283>
- García, D., Suárez-seoane, S., Jiménez-alfaro, B., Álvarez, D., Álvarez-álvarez, P., Álvarez-martínez, J. M., Barquín, J., Calvo, L., Illera, J. C., Laiolo, P., Pérez-silos, I., Quevedo, M., Rocés-díaz, J. V., y Santín, C. (2023). *Renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica: bases y retos científicos para una sostenibilidad socio-ecológica*. 32(1), 1-11. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2507>
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M., Goldewijk, K. K., Gastonl, K. J., Blackburn2, T. M., y Klein Goldewijk3, K. (2003). Habitat Conversion and Global Avian Biodiversity Loss rB'm THE ROYAL MIU SOCIETY Habitat conversion and global avian biodiversity loss. *Source: Proceedings: Biological Sciences*, 270(1521).
- Goodman, R. C., Harman Aramburu, M., Gopalakrishna, T., Putz, F. E., Gutiérrez, N., Mena Alvarez, J. L., Aguilar-Amuchastegui, N., y Ellis, P. W. (2019). Carbon emissions and potential emissions reductions from low-intensity selective logging in southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 439, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.037>
- Guevara, G., Verdesoto, A., y Castro, N. (2020). Educational research methodologies (descriptive, experimental, participatory, and action research). *Revista Científica*

- Mundo de la Investigación y el conocimiento*, 0(3), 163-173.  
[https://doi.org/10.26820/recimundo/4.\(3\).julio.2020.163-173](https://doi.org/10.26820/recimundo/4.(3).julio.2020.163-173)
- Gutiérrez Cedillo, J. G., Isabel Pérez, J., Medina Silva, S., y Balderas Plata, M. (2023). Fragmentación Forestal y Captura de Carbono en el Parque Nacional Insurgente Miguel Hidalgo Costilla del Estado de México. *Año*, 15, 1-21.  
<http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/139623>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Evans, D. M., Johnson, B. L., Levey, D. J., Orrock, J. L., Resasco, J., Sullivan, L. L., Tewksbury, J. J., Wagner, S. A., y Weldon, A. J. (2014). Potential Negative Ecological Effects of Corridors. *Conservation Biology*, 28(5), 1178-1187. <https://doi.org/10.1111/cobi.12323>
- Hadley, A. S., y Betts, M. G. (2016). Refocusing Habitat Fragmentation Research Using Lessons from the Last Decade. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(2), 55-66. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0007-8>
- Hammen, V. Der. (1993). Global Change, Biodiversity and Conservation of neotropical Montane Forest. *Wwwsp.lai.Int*, 152-169.  
[http://wwwsp.lai.int/files/communications/publications/scientific/Climate\\_Change\\_and\\_Biodiversity\\_in\\_the\\_Tropical\\_Andes/chapter10.pdf](http://wwwsp.lai.int/files/communications/publications/scientific/Climate_Change_and_Biodiversity_in_the_Tropical_Andes/chapter10.pdf)
- Hanski, I. (2005). The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss. *Excellence in ecology*, 14(4), 355. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[355:HLFTPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[355:HLFTPO]2.0.CO;2)
- Herrera-Bustos, Á. M., Castro-Ordoñez, X. A., Araque-Echeverry, G., Becerra-López, L. E., Angulo-Rivera, D. C., y Pérez-Albarracín, K. (2022). Diseño de corredores ecológicos como herramienta de manejo del paisaje para la conservación de mamíferos en la Orinoquía. *orinoquia.unillanos.edu.co*.  
<https://doi.org/10.22579/20112629.781>
- Hudson, W. D., y Ramon, C. W. (1987). *Correct Formulation of the Kappa Coefficient of Agreement*. 53(April), 421-422.
- Johnson, E. I., y Wolfe, J. D. (2017). Molt in Neotropical Birds: Life History and Aging Criteria. En *Molt in Neotropical Birds*. CRC Press.  
<https://doi.org/10.4324/9781315119755>
- Kettle, C. J., y Koh, L. P. (2014). Global forest fragmentation: introduction. En *Global forest fragmentation* (Vol. 9781780642, pp. 1-4). CABI.  
<https://doi.org/10.1079/9781780642031.0001>
- Khunrattanasiri, W. (2023). Application of Remote Sensing Vegetation Indices for Forest Cover Assessments. *Concepts and Applications of Remote Sensing in Forestry*, 153-166. [https://doi.org/10.1007/978-981-19-4200-6\\_8/COVER](https://doi.org/10.1007/978-981-19-4200-6_8/COVER)
- Kittur, B. H., Raj, A., Upadhyay, A. P., Jhariya, M. K., y Banerjee, A. (2023). Eco-Restoration of Degraded Forest Ecosystems for Sustainable Development. *Land and Environmental Management through Forestry*, 273-291.  
<https://doi.org/10.1002/9781119910527.CH11>
- Kowalska-Koczwara, A., y Nering, K. (2023). Wildlife crossings and rules for their design. *AIP Conference Proceedings*, 2928(1), 070022.

<https://doi.org/10.1063/5.0171749>

- Landis, J. R., y Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. [https://dionysus.psych.wisc.edu/iaml/pdfs/landis\\_1977\\_kappa.pdf](https://dionysus.psych.wisc.edu/iaml/pdfs/landis_1977_kappa.pdf)
- Larrea-Gallegos, G., Kahhat, R., Vázquez-Rowe, I., y Parodi, E. (2023). A machine learning approach to understand how accessibility influences alluvial gold mining expansion in the Peruvian Amazon. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 7, 100353. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100353>
- Lepers, E., Lambin, E. F., Janetos, A. C., DeFRIES, R., Achard, F., Ramankutty, N., y Scholes, R. J. (2005). A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981–2000. *BioScience*, 55(2), 115. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0115:ASOIOR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0115:ASOIOR]2.0.CO;2)
- Li, X., He, H. S., Bu, R., Wen, Q., Chang, Y., Hu, Y., y Li, Y. (2005). The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition*, 38(12), 2626-2638. <https://doi.org/10.1016/j.patcog.2005.05.009>
- Liliwirianis, N., Isa, N. N. M., y Suratman, M. N. (2023). Land resources and its degradation in Asia: Its control and management. En *Land and Environmental Management through Forestry* (pp. 23-45). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119910527.ch2>
- Lindborg, R., y Eriksson, O. (2004). HISTORICAL LANDSCAPE CONNECTIVITY AFFECTS PRESENT PLANT SPECIES DIVERSITY. *Ecology*, 85(7), 1840-1845. <https://doi.org/10.1890/04-0367>
- Liu, S., Deng, L., Dong, S., Zhao, Q., Yang, J., y Wang, C. (2014). Landscape connectivity dynamics based on network analysis in the Xishuangbanna Nature Reserve, China. *Acta Oecologica*, 55, 66-77. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.12.001>
- Malhi, Y., Franklin, J., Seddon, N., Solan, M., Turner, M. G., Field, C. B., y Knowlton, N. (2020). Climate change and ecosystems: Threats, opportunities and solutions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794). <https://doi.org/10.1098/RSTB.2019.0104>
- Manrique, C., y Delgado, C. (2016). ANALISIS DE SITUACIÓN DE SALUD 2016. *Dirección Regional de Salud Madre de Dios Dirección de Epidemiología*. [http://dge.gob.pe/portal/Asis/indreg/asis\\_madrededios.pdf](http://dge.gob.pe/portal/Asis/indreg/asis_madrededios.pdf)
- Mather, P., y Tso, B. (2016). *Classification methods for remotely sensed data*. [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=oXpzROM11QMC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Classification+Methods+for+Remotely+Sensed+Data+\(tso\)&ots=AWASIW0V4v&sig=Bq6uKVUcU-f7D8SZMMBNcSNU1\\_A](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=oXpzROM11QMC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Classification+Methods+for+Remotely+Sensed+Data+(tso)&ots=AWASIW0V4v&sig=Bq6uKVUcU-f7D8SZMMBNcSNU1_A)
- Matteucci, S. (1998). La cuestión del patrón y la escala en la ecología de paisaje y de la región. *Sistemas ambientales complejos: herramientas del análisis espacial*, January 1998, 219-248. <https://www.researchgate.net/publication/269222456%0ALa>
- Mendoza Chichipe, M. E., Salas López, R., y Barboza Castillo, E. (2017). Análisis



- multitemporal de la deforestación usando la clasificación basada en objetos, distrito de Leymebamba (Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 3(2), 67. <https://doi.org/10.25127/indes.201502.008>
- Miguel, G. (2014). *Categorización De Corredores Ecológicos En Función De Su Contribución a La Conectividad De La Red Natura 2000. Implicaciones Para La Ordenación Del Territorio.* 68-84. <https://recyt.fecyt.es/index.php/geofocus/article/viewFile/30787/16303>
- Montoya-Zumaeta, J. G., Wunder, S., Rojas, E., y Duchelle, A. E. (2022). Does REDD+ Complement Law Enforcement? Evaluating Impacts of an Incipient Initiative in Madre de Dios, Peru. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 111. <https://doi.org/10.3389/FFGC.2022.870450/BIBTEX>
- Morales, L. (2017). *Fragmentación del Paisaje en el Municipio de Tenancingo, Estado de México.* Universidad Autónoma del Estado de México.
- Muhammed, A., y Elias, E. (2021). The Effects of Landscape Change on Plant Diversity and Structure in the Bale Mountains National Park, Southeastern Ethiopia. *International Journal of Ecology*, 2021, 1-13. <https://doi.org/10.1155/2021/6628282>
- Nadkarni, N. M. (2023). Complex consequences of disturbance on canopy plant communities of world forests: a review and synthesis. *The New phytologist*, 240(4), 1366-1380. <https://doi.org/10.1111/nph.19245>
- Navarro, M., González, L., Flores, R., y Amparán, R. (2015). Fragmentación y sus implicaciones Análisis y reflexión documental. En *Universidad de Guadalajara*. <http://www.ecovivero.org/articulos/fragmentacion-metapoblaciones>
- Nicolau, A. P., Herndon, K., Flores-Anderson, A., y Griffin, R. (2019). A spatial pattern analysis of forest loss in the Madre de Dios region, Peru. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab57c3>
- NUÑEZ, T. A., LAWLER, J. J., MCRAE, B. H., PIERCE, D. J., KROSBY, M. B., KAVANAGH, D. M., SINGLETON, P. H., y TEWKSBURY, J. J. (2013). Connectivity Planning to Address Climate Change. *Conservation Biology*, 27(2), 407-416. <https://doi.org/10.1111/cobi.12014>
- Ojima, D., Galvin, K., BioScience, B. T.-, y 1994, undefined. (s. f.). The global impact of land-use change. *JSTOR*. <https://doi.org/10.2307/1312379>
- Oña Ruiz, N. A., Rodríguez Castro, T. A., Mejía Aguilar, M. S., Bastidas Valle, I. M., y Reyes Pozo, M. D. (2023). Aplicación de geo-tecnologías y ecología del paisaje para la generación de capacidad de acogida, con fines de planificación territorial en la ciudad de Chone-Ecuador. *Pro Sciences: Revista de Producción, Ciencias e Investigación*, 7(47), 75-89. <https://doi.org/10.29018/issn.2588-1000vol7iss47.2023pp75-89>
- Opdam, P., y Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117(3), 285-297. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008>

- Orrock, J. L., y Damschen, E. I. (2005). CORRIDORS CAUSE DIFFERENTIAL SEED PREDATION. *Ecological Applications*, 15(3), 793-798. <https://doi.org/10.1890/04-1129>
- Osores Plenge, F., Eduardo Rojas Jaimes, J., y Hermógenes Manrique Lara Estrada, C. (2012). Minería informal e ilegal y contaminación con mercurio en Madre de Dios: Un problema de salud pública. *scielo.org.pe* F Osores Plenge, JE Rojas Jaimes, CH Manrique Lara Estrada *Acta medica peruana*, 2012•*scielo.org.pe*, 29(1), 38. [http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1728-59172012000100012](http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1728-59172012000100012)
- Paiva, K., Rau, P., Montesinos, C., Lavado-Casimiro, W., Bourrel, L., y Frappart, F. (2023). Hydrological Response Assessment of Land Cover Change in a Peruvian Amazonian Basin Impacted by Deforestation Using the SWAT Model. *Remote Sensing*, 15(24), 5774. <https://doi.org/10.3390/rs15245774>
- Pellicer, S., Alcón, M., Morán, T., y Fernández-Landa, J. A. (2017). *ForestCO2: Monitorización de sumideros de carbono en masas de Pinus halepensis en la Región de Murcia*. November, 27-30. <http://idearm.imida.es/aet2017>
- Pérez, D. (2012). *Colegio de Postgrados Diego Fernando Pérez Vasco Universidad San Francisco de Quito Diego Fernando Pérez Vasco*. <file:///C:/Users/User/Downloads/104897.pdf>
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., y Brooks, T. M. (1995). The Future of Biodiversity. *Science*, 269(5222), 347-350. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- Pismel, G. O., Marchezini, V., Selaya, G., de Paula, Y. A. P., Mendoza, E., y Anderson, L. O. (2023). Wildfire governance in a tri-national frontier of southwestern Amazonia: Capacities and vulnerabilities. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 86, 103529. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2023.103529>
- Pozzobon, E. N., y Osorio, R. A. (2002). Evaluación de las deforestaciones en la Reserva Forestal de Ticoporo, estado Barinas-Venezuela, en base al análisis multitemporal de imágenes de percepción remota. *Revista Geografica Venezolana*, 43(2), 215-235. <http://www.saber.ula.ve/bitstream/handle/123456789/24581/articulo43-2-3.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Puerta, R., y 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>
- Puyravaud, J.-P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Pyngrope, O. R., Kumar, M., Pebam, R., Singh, S. K., Kundu, A., y 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>

- Quiasua, A., Corredor, Z., y Sánchez, D. (2016). ANALISIS MULTITEMPORAL DEL CAMBIO DE COBERTURAS DE LA LOCALIDAD CIUDAD BOLIVAR CON TECNOLOGIA CLASlite. *Semillas ambientales*, 10(2), 38-45. <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/bsa/article/viewFile/11348/12082>
- Ramachandra, T. V, y Kumar, U. (2004). Geographic Resources Decision Support System for land use, land cover dynamics analysis. *Proceedings of the FOSS/GRASS Users Conference, September*, 15. [https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/35373657/viewpaper.pdf?1414916605=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DGeographic\\_Resources\\_Decision\\_Support\\_Sy.pdf&Expires=1606447432&Signature=G1q6LcN0HZkQKtnQHhnVmzF83NHXc8k-jkSudCKEB66JwLRGTpBfgA4ZU3](https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/35373657/viewpaper.pdf?1414916605=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DGeographic_Resources_Decision_Support_Sy.pdf&Expires=1606447432&Signature=G1q6LcN0HZkQKtnQHhnVmzF83NHXc8k-jkSudCKEB66JwLRGTpBfgA4ZU3)
- Rhodes, E. C., Angerer, J. P., Fox, W. E., y McAlister, J. R. (2021). Woody Vegetation Cover, Attrition, and Patch Metrics over Eight Decades in Central Texas, United States. *Rangeland Ecology & Management*, 78, 54-66. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2021.05.006>
- Rocchio, L. (2012). Landsat data continuity mission. *Landsat and Its Valuable Role in Satellite Imagery of Earth*, 113-118.
- Rodríguez-Echeverry, J., y Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(0), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Rodríguez, S. V. (2009). *sobre la distribución de las especies: Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos*. [http://www.igbp.net/download/18.1b8ae20512db692f2a680007761/1376383137895/IGBP\\_ExecSummary\\_eng.pdf](http://www.igbp.net/download/18.1b8ae20512db692f2a680007761/1376383137895/IGBP_ExecSummary_eng.pdf)
- Rosales, R. (2008). *Potencial forestal y deforestación en márgenes de la carretera El Castañal-Santa Rosa de Tambopata* [Universidad de Piura]. [https://pirhua.udep.edu.pe/bitstream/handle/11042/1850/MAS\\_GAA\\_003.pdf?sequence=1](https://pirhua.udep.edu.pe/bitstream/handle/11042/1850/MAS_GAA_003.pdf?sequence=1)
- Ruiz, V., Savé, R., y Herrera, A. (2013). Multitemporal analysis of land use change in the Terrestrial Protected Landscape Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993-2011. *Ecosistemas*, 22(3), 117-123. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.16>
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L. R., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., y Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Salas, R., Barboza, E., y 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>

- Sánchez-Cuervo, A. M., de Lima, L. S., Dallmeier, F., Garate, P., Bravo, A., y Vanthomme, H. (2020). Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: implications for biodiversity conservation. *Regional Environmental Change*, 20(1), 8. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01603-y>
- Sanjurjo Vílchez, J., y Kalliola, R. (2004). Manual para la elaboración de mosaicos de imágenes de satélite Landsat TM para la selva baja peruana. En *Proyecto Diversidad Biológica de la Amazonía Peruana* (Vol. 7, Número 2). [http://repositorio.iiap.gob.pe/bitstream/IIAP/243/2/Sanjurjo\\_documentotecnico\\_2004.pdf](http://repositorio.iiap.gob.pe/bitstream/IIAP/243/2/Sanjurjo_documentotecnico_2004.pdf)
- Saunders, D., Hobbs, R., biology, C. M.-C., y 1991, undefined. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Wiley Online Library*, 5(1), 18-32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Saura, S., Bodin, Ö., y Fortin, M. (2014). EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171-182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>
- Schmidt, M., Jochheim, H., ... K. K.-A. and F., y 2017, U. (2017). Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes— a review. *Elsevier*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192316304233>
- Skole, D., Chomentowski, W., Salas, W., BioScience, A. N.-, y 1994, undefined. (1994). Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *JSTOR*. <https://doi.org/10.2307/1312381>
- Slattery, Z., y Fenner, R. (2021). Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. *Sustainability*, 13(6), 3246. <https://doi.org/10.3390/su13063246>
- Sosa, Y. (2015). *Análisis Multitemporal de Cobertura de la Tierra de la Sub Cuenca del Río Mocal, Lempira, Durante el Periodo de los Años 1988 Al 2014*. [http://faces.unah.edu.hn/mogt/images/stories/PDF/tesis/18\\_tesis\\_yessica\\_sosa.pdf](http://faces.unah.edu.hn/mogt/images/stories/PDF/tesis/18_tesis_yessica_sosa.pdf)
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P., Jäger, J., Matson, P., Moore, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H., Turner, B., y Wasson, R. (2015). Global Change and the Earth System. En *The effects of brief mindfulness intervention on acute pain experience: An examination of individual difference* (Vol. 1). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Suárez, A. E. (2014). *ANÁLISIS Y COMPARACIÓN DE IMÁGENES DE DIFERENTES SENSORES PARA VERIFICAR SU EFICIENCIA Y UTILIDAD EN ESTUDIOS MULTITEMPORALES*. <http://repositorio.espe.edu.ec/handle/21000/8546>
- Sugawara, E., y Nikaido, H. (2014). Properties of AdeABC and AdelJK efflux systems of *Acinetobacter baumannii* compared with those of the AcrAB-TolC system of *Escherichia coli*. *Antimicrobial agents and chemotherapy*, 58(12), 7250-7257. <https://doi.org/10.1128/AAC.03728-14>

- Talukdar, S., Eibek, K. U., Akhter, S., Ziaul, S., Towfiqul Islam, A. R. M., y Mallick, J. (2021). Modeling fragmentation probability of land-use and land-cover using the bagging, random forest and random subspace in the Teesta River Basin, Bangladesh. *Ecological Indicators*, 126, 107612. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107612>
- Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., y De La Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in south Ecuador since the 1970s - Losing a hotspot of biodiversity. *PLoS ONE*, 10(9), 1-18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Tarazona, Y., y Miyasiro-López, M. (2020). Monitoring tropical forest degradation using remote sensing. Challenges and opportunities in the Madre de Dios region, Peru. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 19, 100337. <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2020.100337>
- Tewksbury, J. J., Levey, D. J., Haddad, N. M., Sargent, S., Orrock, J. L., Weldon, A., Danielson, B. J., Brinkerhoff, J., Damschen, E. I., y Townsend, P. (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(20), 12923-12926. <https://doi.org/10.1073/pnas.202242699>
- The Nature Conservancy. (2009). *Estudio Multitemporal de la Cobertura Vegetal y Uso del Suelo en los años 1990 y 2008 y Proyección al 2038*. <http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/Portal> SNI 2014/GEOGRAFICA/Conage/Documentos/Metodologias/Estudio\_multitemporal\_nororiental\_ecuador.pdf
- Torracchi-Carrasco, J. E. (2015). *Deforestación y Pérdida de hábitat en Bosques de montaña en la Cuenca alta del Río Zamora (Loja, Ecuador)*. 171.
- Valle-Basto, D. F., Espinosa-Quiñones, T., y Limache-de-la-Fuente, D. (2023). Evaluación de la deforestación (2000-2020) en concesiones forestales peruanas en la provincia de Tambopata (Madre de Dios) usando plataformas de datos abiertos. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 2023(12), 010. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202302.A010>
- Valle-Basto, D. F., Espinosa-Quiñones, T., y Limache-De-la-fuente, D. (2023). Assessment of Deforestation (2000-2020) in Peruvian Forest Concessions in the Province of Tambopata (Madre de Dios) Using Open Data Platforms[Evaluación de la deforestación (2000-2020) en concesiones forestales peruanas en la provincia de Tambopata (Madre de Dios) usando plataformas de datos abiertos]. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 2023(12), 010. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202302.A010>
- Vargas, G. (2008). Fragmentación y conectividad de ecosistemas en el sector del proyecto Geotérmico Miravalles y sus alrededores, 1975-2007. *Reflexiones*, 87(2), 9-38. <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=OET.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=036919>
- Vinet, L., y 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>
- Vitousek, P. M. (2008). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876. <https://doi.org/10.2307/1941591>
- Wang, X., Blanchet, F. G., y Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 634-646. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12198>
- Weisse, M. J., y Naughton-Treves, L. C. (2016). Conservation Beyond Park Boundaries: The Impact of Buffer Zones on Deforestation and Mining Concessions in the Peruvian Amazon. *Environmental Management*, 58(2), 297-311. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0709-z>
- Wekesa, C., Maranga, E., Kirui, B., ... G. M.-F. E. and, y 2018, U. (2018). Interactions between native tree species and environmental variables along forest edge-interior gradient in fragmented forest patches of Taita Hills, Kenya. *Elsevier*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271731753X>
- White, D., Minotti, P. G., Barczak, M. J., Sifneos, J. C., Freemark, K. E., Santelmann, M. V., Steinitz, C. F., Kiester, A. R., y Preston, E. M. (1997). *Assessing Risks to biodiversity from future landscape change*. 11(April), 349-360. [http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/NRS\\_534\\_readings/White et al 97.pdf](http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/NRS_534_readings/White%20et%20al%2097.pdf)
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., y Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615. <https://doi.org/10.2307/1313420>
- World, V. (2005). *MANUAL DE MANEJO DE CUENCAS*. <https://drive.google.com/file/d/1e8dhl8SxfE5kctN15GMotSS549xEssUq/view>
- Yuri Quiroz Ortuño. (2010). Los SIG como herramienta para la toma de decisiones en la solución de problemas ambientales y dentro de la formación profesional en ciencias ambientales. *Temas de Ciencia y Tecnología*, 14(41), 33-40. [http://www.utm.mx/edi\\_antteriores/temas41/2NOTAS\\_41\\_2.pdf](http://www.utm.mx/edi_antteriores/temas41/2NOTAS_41_2.pdf)
- Zhang, Y., Sharma, S., Bista, M., y Li, M. (2021). Characterizing changes in land cover and forest fragmentation from multitemporal Landsat observations (1993-2018) in the Dhorpatan Hunting Reserve, Nepal. *Journal of Forestry Research*, 1, 3. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01325-9>

## ANEXOS

### Anexo 1. Matriz de consistencia.

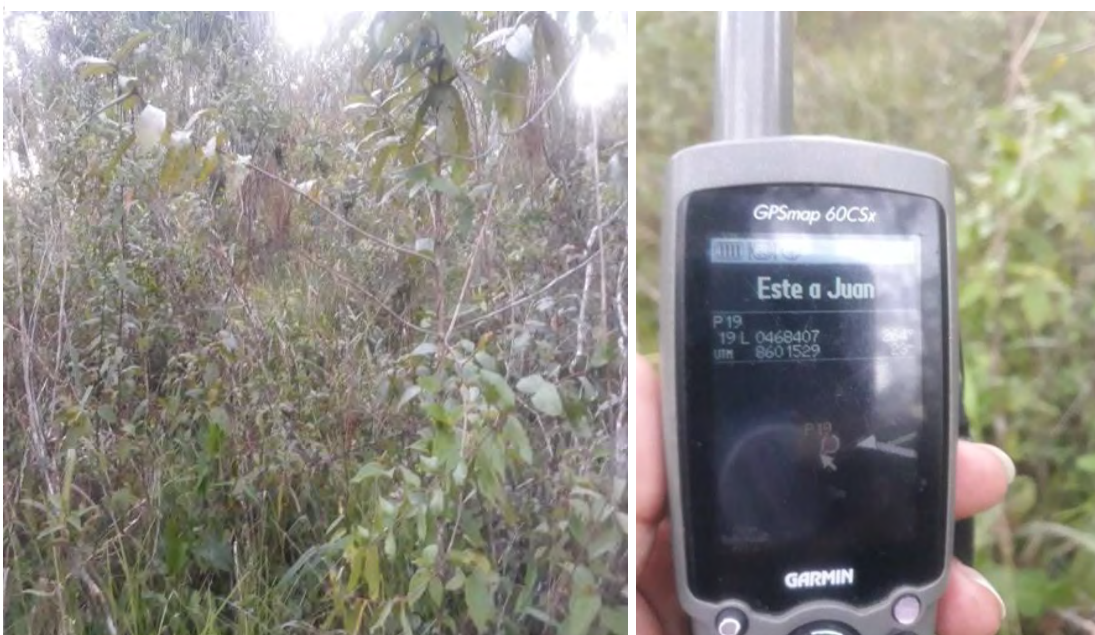
TITULO	FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	OBJETIVOS	VARIABLES	METODOLOGÍA
	Problema general	Objetivo general	Variable Independiente	Enfoque y Tipo de Investigación
	¿Cómo ha evolucionado la fragmentación del bosque en la cuenca de Chonta a lo largo del tiempo, y cuáles son los principales impulsores de estos cambios?	Analizar la dinámica Multi-Temporal de la Fragmentación de Bosques en la Cuenca Chonta, Tambopata – Madre de Dios.	Comportamiento de los bosques por las actividades antrópicas (cambio en la cobertura de bosques a lo largo de la cuenca), mediante la clasificación de las imágenes de satélite.	
	Problemas específicos	Objetivos específicos	Variable Dependiente	Según el planteamiento del problema y los objetivos planteados, el presente estudio es de tipo cualitativo; porque en el estudio se generaron explicaciones y teorías, mediante fenómenos que se dilucidaron por las imágenes de satélite. Con un nivel de investigación descriptivo; porque describimos los datos y características de los cambios que ocurrieron en la cuenca Chontamediante las imágenes de satélite, y su clasificación es longitudinal, porque se analiza cambios a través del tiempo.
ANÁLISIS MULTI-TEMPORAL DE LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES EN LA CUENCA CHONTA, TAMBOPATA – MADRE DE DIOS.	¿Cómo ha evolucionado la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 y 2019, y qué dinámicas temporales se pueden identificar en dicho proceso de deforestación?	1. Cuantificar la tasa de pérdida de cobertura boscosa entre 1984 al 2019, así como identificar las dinámicas temporales en el proceso de deforestación durante los periodos analizados.	Impacto ambiental causado por las actividades antrópicas a nivel de deforestación y fragmentación de los bosques en la cuenca. Validado mediante la resolución espacial, la atmosférica, entre otras.	
	¿Existe alguna tendencia significativa en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de los remanentes de bosque en el área de estudio para el periodo de tiempo analizado?	2. Determinar si existen tendencias significativas en la evolución de métricas espaciales de fragmentación de remanentes de bosque entre 1984 al 2019.		
	¿Cuáles son los principales factores antrópicos subyacentes que han contribuido sustancialmente—tanto de forma directa como indirecta— a la creciente fragmentación y pérdida de conectividad estructural del ecosistema boscoso en el paisaje bajo estudio durante el periodo analizado?	3. Identificar los factores antrópicos principales que han contribuido directa o indirectamente a la fragmentación y pérdida de conectividad del ecosistema boscoso entre 1984 al 2019.		



Anexo 2. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0468782 y Norte; 8601444



Anexo 3. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0468407 y Norte; 8601529





Anexo 4. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0457930 y Norte; 8597318



Anexo 5. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0469333 y Norte; 8602127



Anexo 6. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0457930 y Norte; 8597318





Anexo 7. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0467734 y Norte; 8601271



Anexo 8. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0467190 y Norte; 8600968



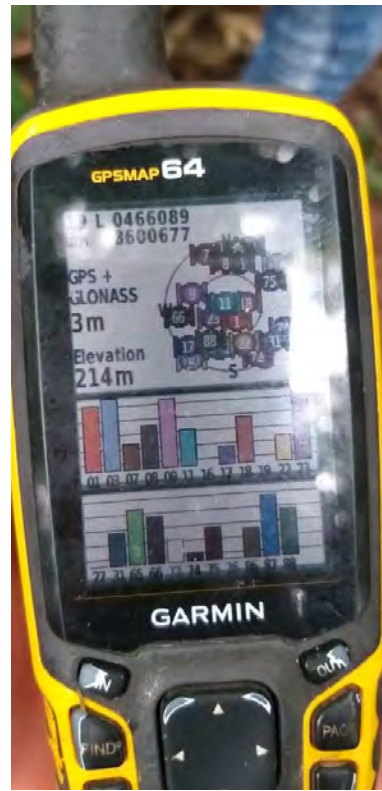


Anexo 9. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0461873 y Norte; 8599137





Anexo 10. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0466089 y Norte; 8600677





Anexo 11. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0452565 y Norte; 4544394



Anexo 12. Se muestra el tipo de área visitado según las coordenadas Este; 0472224 y Norte; 8603975

