



Universidad
Nacional
de Loja

**FACULTAD AGROPECUARIA Y DE RECURSOS
NATURALES RENOVABLES**

**CARRERA DE INGENIERÍA EN MANEJO Y
CONSERVACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE**

***“RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA DE LA DEFORESTACIÓN EN
PAISAJES PROTEGIDOS AMAZÓNICOS: ÁREA “EL EDÉN”
PROVINCIA DE ORELLANA”***

Tesis de grado previa a la obtención del
título de **INGENIERÍA EN MANEJO Y
CONSERVACIÓN DEL MEDIO
AMBIENTE**

AUTORA:

GABRIELA STEFANÍA JIMÉNEZ ZHANAY

DIRECTOR:

ING. JUAN ARMADO MAITA MG. SC.

LOJA – ECUADOR

2019

CERTIFICACIÓN

Juan Maita Chamba, Mg. Sc. Geomática
DIRECTOR DE TESIS

En calidad de director de tesis certifico que la señorita **Gabriela Stefania Jiménez Zhanay**, egresada de la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de Loja, culminó el proyecto de investigación denominado **"RECONSTRUCCIÓN HISTORICA DE LA DEFORESTACIÓN EN PAISAJES PROTEGIDOS AMAZÓNICOS: ÁREA "EL EDÉN" PROVINCIA DE ORELLANA"**, el mismo que ha sido debidamente revisado y corregido, cumpliendo con las normas reglamentarias vigentes, dentro del cronograma establecido.

Por lo tanto, autorizo que se continúe con los trámites correspondientes.

Loja, 13 de agosto de 2019


Alientamente,

17. OCT 2019

Juan Maita Chamba, Mg. Sc. Geomática.
**DOCENTE - INVESTIGADOR DE LA FACULTAD AGROPECUARIA
Y DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES, UNL**
Cc. Archivo personal



CERTIFICACIÓN

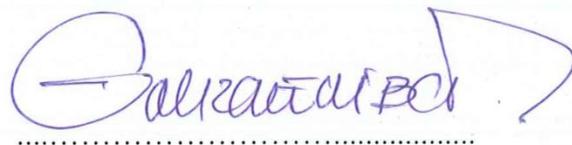
En calidad de Tribunal Calificador de la tesis titulada: ***“RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA DE LA DEFORESTACIÓN EN PAISAJES PROTEGIDOS AMAZÓNICOS: ÁREA “EL EDÉN” PROVINCIA DE ORELLANA”***, de autoría de la señorita egresada Gabriela Stefanía Jiménez Zhanay, de la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, certifican que ha incorporado todas las sugerencias efectuadas por sus miembros.

Por lo tanto, autorizamos a la señorita egresada, su publicación y difusión

Loja, 18 de octubre de 2019

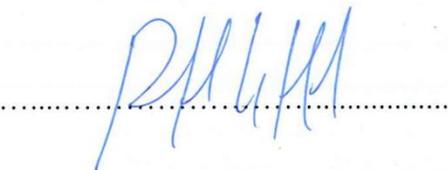
Atentamente:

Ing. Aníbal González G. Mg. Sc.
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL



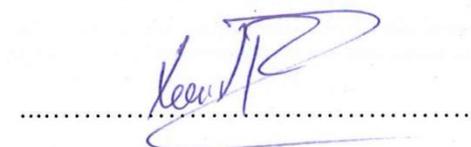
.....

Ing. Santiago Rafael García Matailo Mg. Sc.
VOCAL DEL TRIBUNAL



.....

Biol. Xavier Alejandro Rojas Ruilova Mg. Sc.
VOCAL DEL TRIBUNAL

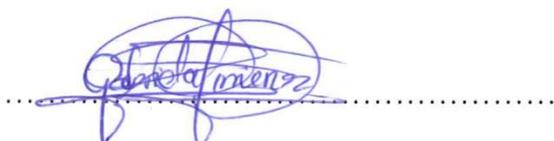


.....

AUTORÍA

Yo, **Gabriela Stefanía Jiménez Zhanay** declaro ser autora del presente trabajo de tesis titulada: ***“RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA DE LA DEFORESTACIÓN EN PAISAJES PROTEGIDOS AMAZÓNICOS: ÁREA “EL EDÉN” PROVINCIA DE ORELLANA”***, y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos o acciones legales por el contenido de la misma.

Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de mi tesis en el Repositorio Institucional-Biblioteca virtual.



Gabriela Stefanía Jiménez Zhanay

CI: 1105919045

Loja, 18 de octubre de 2019

**CARTA DE AUTORIZACIÓN DE TESIS POR PARTE DE LA AUTORA PARA LA
CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL Y PUBLICACIÓN
ELECTRÓNICA DEL TEXTO COMPLETO**

Yo, Gabriela Stefania Jiménez Zhanay, declaro ser autora de la tesis titulada ***“RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA DE LA DEFORESTACIÓN EN PAISAJES PROTEGIDOS AMAZÓNICOS: ÁREA “EL EDÉN” PROVINCIA DE ORELLANA”***, como requisito para optar al grado de: Ingeniera en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre al mundo la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de sus contenido de la siguiente manera en el Repositorio Institucional:

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el RDI, en las redes de información del país y del exterior con los cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja no se responsabiliza por el plagio o copia de la tesis que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja, a los dieciocho días del mes de octubre del dos mil diecinueve, firma el autor



Gabriela Stefania Jiménez Zhanay

CI: 1105919045

Dirección: Loja, Barrio La Pradera

Teléfono celular: 0997051178

Correo electrónico: gsjimenez@unl.edu.ec

DATOS COMPLEMENTARIOS

Director de Tesis: Ing. Juan Maita Chamba Mg.Sc.

Tribunal de grado: Ing. Aníbal González Mg. Sc.

Ing. Santiago Rafael García Mg. Sc.

Ing. Xavier Alejandro Rojas Ruilova Mg. Sc

AGRADECIMIENTO

Dejo constancia de mi eterna gratitud a la Facultad Agropecuaria, en especial a los docentes que intervinieron en la realización de este trabajo.

Al Ing. Juan Maita por compartir sus conocimientos y dirigir mi trabajo de titulación.

A mi familia por su paciencia, tenacidad y comprensión, por saber apreciar y apoyarme en mi profesión.

A mis amigos por su amistad, paciencia incondicional e ingenio para compartir alegrías y tristezas durante la carrera.

Gabriela Jiménez

DEDICATORIA

Este trabajo de titulación lo dedico especialmente con cariño y amor para las personas que hicieron todo en la vida para que yo pudiera lograr mis sueños, por motivarme y darme el apoyo incondicional que siempre me han brindado, por eso mi eterno agradecimiento a mis padres Benjamín Jiménez y María Zhanay.

Gracias a esas personas importantes que estuvieron a mi lado apoyándome y motivándome, especialmente para Leodan Ramirez por ser mi pilar fundamental en mi vida.

Gabriela Jiménez

ÍNDICE GENERAL

Contenido

AGRADECIMIENTO	V
DEDICATORIA	VI
RESUMEN	XII
ACRÓNIMOS	XIV
1.INTRODUCCIÓN	1
2.REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1.Áreas Naturales Protegidas	3
2.2.Parque Nacional Yasuní	3
2.3.Cambios de uso de suelo en el Ecuador	4
2.4.Ecología del paisaje.....	4
2.5.Deforestación en el Ecuador	5
2.6.Fragmentación de bosques.....	5
2.7.Software Fragstats.....	6
2.8.Teledetección y Sistemas de Información Geográfica	7
2.9.Sensores remotos	7
2.9.1.Resolución espacial	8
2.9.2.Resolución espectral.....	8
2.9.3.Resolución radiométrica	8
2.9.4.Resolución temporal.....	8
2.9.5.Satélite Landsat 5 TM	9
2.9.6.Satélite Landsat 8 OLI TIRS.....	9
2.10.Procesamiento de imagen satelital	10
2.10.1.Corrección geométrica.....	11
2.10.2.Corrección radiométrica	11
2.10.3.Restauración de líneas o píxeles perdidos	11
2.10.4.Corrección atmosférica.....	12
2.11.Métodos de clasificación de imágenes satelitales	12
2.11.1.Clasificación no supervisada.....	12
2.11.2.Clasificación supervisada	13
3.METODOLOGÍA	13
3.1.Descripción del área de estudio	13

3.2.Base de datos	16
3.2.1.Software 16	
3.3.Métodos	17
3.3.1.Procesamiento de imágenes satelitales	17
3.3.1.1.Correcciones geométricas	17
3.3.1.2.Correcciones atmosféricas	18
3.4.Metodología para comparar los cambios de la cobertura vegetal a partir de técnicas de teledetección y SIG	18
3.4.1.Clasificación de imágenes satelitales	18
3.4.1.1.Definición de clases de cobertura.....	18
3.4.1.2.Composición a color.....	19
3.4.1.3.Identificación de sitios de entrenamiento	19
3.4.1.4.Fase de clasificación de cobertura.....	19
3.4.2.Post procesamiento.....	20
3.4.2.1.Análisis post clasificación (Erdas)	20
3.4.2.2.Prueba de exactitud de la clasificación	20
3.4.3.Determinación del cambio de cobertura y uso de suelo	20
3.4.3.1.Identificación de cambios de uso de suelo.....	20
3.4.3.2.Análisis de la deforestación	21
3.5.Metodología para el segundo objetivo: Identificar la dinámica de fragmentación dentro y fuera de áreas protegidas mediante patrones espaciales morfológicos de fragmentación	21
3.5.1.Calculo de parámetros morfométricos.....	21
4.RESULTADOS	22
4.1.Comparación de los cambios de la cobertura vegetal a partir de técnicas de teledetección y SIG	
23	
4.1.1.Validación de los mapas de cobertura vegetal de los años de 1987 y 2018.....	23
4.1.2.Cobertura vegetal y uso de suelo.....	24
4.1.3.Cambios de uso de suelo de 1987-2018	26
4.1.3.1.Ganancias y pérdidas	26
4.1.3.2.Contribuciones al Cambio neto	26
4.1.3.3.Contribuciones al cambio neto.....	27
4.1.4.Cambios en la cobertura forestal y deforestación	28
4.2.Dinámica de fragmentación dentro y fuera de áreas protegidas mediante patrones espaciales morfológicos de fragmentación.	28
4.2.1.Patrones de fragmentación.....	28
5. DISCUSIÓN	31

6. CONCLUSIONES	36
7. RECOMENDACIONES	37
8. BIBLIOGRAFÍA	37
9. ANEXOS	45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa base del área de estudio	14
Figura 2. Mapa de ubicación del área de estudio.....	16
Figura 3. Esquema de la metodología general.....	17
Figura 4. Mapa de cobertura y uso de suelo del sector El Edén año 1987 y 2018.....	25
Figura 5. Pérdidas y ganancias de coberturas de uso de suelo del sector El Edén entre 1987 y 2018.	26
Figura 6. Cambio neto de coberturas de uso de suelo del sector El Edén entre 1987 y 2018.	27
Figura 7. Contribuciones al cambio neto de coberturas de uso de suelo del sector El Edén entre 1987 y 2018.....	27
Figura 8. Variación del índice de forma en el ANP y la AP entre 1987 y 2018.....	29
Figura 9. Variación del índice del parche más grande en el ANP y la AP entre 1987 y 2018	30
Figura 10. Variación del número de parches en el ANP y la AP entre 1987 y 2018.....	30
Figura 11. Variación de la densidad de bordes en el ANP y la AP entre 1987 y 2018.....	31

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de las Imágenes satelitales Landsat 8.....	10
Tabla 2. Clases de coberturas.	19
Tabla 3. Métricas utilizadas en el presente estudio	22
Tabla 4. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura vegetal del año 1987	23
Tabla 5. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura vegetal del año 2018	24
Tabla 6. Datos en hectáreas y porcentajes de las unidades de cobertura del período 1987 y 2018 .	24
Tabla 7. Patrones de deforestación y tasas de deforestación de las unidades de cobertura del período 1987 y 2018.....	28
Tabla 8. Métricas de paisaje de 1987 y 2018 en áreas no protegidas (ANP) y áreas protegidas (AP).	29

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Matriz de transición de cambio de cobertura y uso de suelo	45
--	----

***“RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA DE LA DEFORESTACIÓN EN PAISAJES
PROTEGIDOS AMAZÓNICOS: ÁREA “EL EDÉN” PROVINCIA DE ORELLANA”***

RESUMEN

El presente estudio analizó los cambios de cobertura vegetal y la dinámica de fragmentación del bosque nativo en áreas protegidas amazónicas del sector El Edén que comprende las parroquias: Pañacocha, El Edén y San Roque, provincia de Orellana y Sucumbíos, durante el periodo 1987 - 2018. Se generó mapas de cobertura y uso de suelo mediante la clasificación supervisada de imágenes satelitales Landsat 5 TM y Landsat 8 OLI. Se utilizó el módulo Land Change Modeler (LCM) del software TerrSet con el fin de determinar las pérdidas, ganancias y cambio neto de las coberturas, la tasa de deforestación del área protegida (AP) y área no protegida (ANP). A partir de la caracterización de la cobertura presente en cada parche del mosaico, se analizaron cambios generados por el proceso de fragmentación; estas permutaciones originaron distribuciones espaciales específicos, variación en tamaño y composición de los fragmentos estudiados. Este análisis permitió identificar, qué factores como el cambio de uso del suelo y patrones de deforestación desencadenan procesos de fragmentación en la zona. Los resultados indican que el bosque nativo tuvo pérdidas de 15.855 ha en los últimos 31 años, esta disminución a causa de la dispersión de áreas agropecuarias y áreas antrópicas. Se muestran diferencias en el cambio de la cobertura del AP y su ANP; por tanto, la tasa de deforestación anual en el AP fue de - 0,001 % (5,9 ha/año), mientras que en la ANP fue de - 0,2 % (465,3 ha/año). Con respecto a las métricas espaciales, el número parches y la densidad de borde del ANP, se evidenció un incremento de 512 parches y 3,51 m/ha, respectivamente; mientras que, para el AP, hubo una disminución de 99 parches y 0,39 m/ha. Por lo tanto, los cambios en los patrones espaciales de las coberturas vegetales en cuanto al uso del suelo, revelan un profundo cambio del paisaje y una fragmentación avanzada de los bosques nativos, la cual es más grave en zonas no protegidas de este sector de la Amazonía Ecuatoriana.

Palabras claves: cambios de uso de suelo, fragmentación, cobertura vegetal, bosques nativos.

ABSTRACT

The present research study analyzed the changes of vegetation cover and the dynamics of fragmentation of the native forest in Amazonian protected areas of the El Eden sector that includes the parishes: Pañacocha, El Eden and San Roque, Orellana and Sucumbíos province, during the period 1987 - 2018. Maps of land cover and land use were generated through the supervised classification of Landsat 5 TM and Landsat 8 OLI satellite images. The Land Change Modeler (LCM) module of the TerrSet software was used to determine the losses, gains and net change of coverage, the deforestation rate of the protected area (AP) and unprotected area (ANP). From the characterization of the coverage present in each patch of the mosaic, changes generated by the fragmentation process were analyzed; These permutations caused specific spatial distributions, variation in size and composition of the fragments studied. This analysis allowed us to identify what factors such as land use change and deforestation patterns trigger fragmentation processes in the area. The results indicate that the native forest had losses of 15 855 ha in the last 31 years, this decrease due to the dispersion of agricultural and anthropic areas. Differences are shown in the change in coverage of the AP and its ANP; so that the annual deforestation rate in the protected area was -0.001% (5.9 ha / year), while in the unprotected area it was -0.2% (465.3 ha / year). With respect to spatial metrics, the number of patches and the edge density of the ANP, there was an increase of 512 patches and 3.51 m / ha, respectively; while, for the AP, there was a decrease of 99 patches and 0.39 m / ha. Therefore, changes in the spatial patterns of plant cover in terms of land use reveal significant landscape changes and advanced fragmentation of native forests, which is more severe in unprotected areas of this sector of the Amazon Ecuadorian

Keywords: land use changes, fragmentation, vegetation cover, native forests.

ACRÓNIMOS

SIG: Sistema de información geográfica

PNY: Parque Nacional Yasuní

PANE: Patrimonio de áreas naturales del estado

ND: Nivel digital

TIRS: Thermal infrared sensor

OLI: Operational land imager

USGS: Servicio geológico de los Estados Unidos

MAE: Ministerio del Ambiente

AP: Área protegida

ANP: Área no protegida

1. INTRODUCCIÓN

Las áreas protegidas constituyen la solución natural más efectiva a nivel global, para contrarrestar los procesos de deforestación y cambios de uso del suelo, los cuales producen emisiones de gases de efecto invernadero causantes del cambio climático. Las áreas protegidas amazónicas del Ecuador son un claro ejemplo, almacenan 708 millones de toneladas de carbono, contribuyen a la mitigación del cambio climático y, de esta manera, apoyan la resiliencia del bosque continuo más grande del mundo (MAE, 2016).

La Amazonía es un lugar de diversidad y resiliencia, aunque procesos históricos de explotación intensiva en convertir bosques a otros usos de la tierra con herramientas primitivas o pastoreo a sus recursos naturales, han puesto en riesgo poblaciones de flora, fauna que ha perturbado la preservación cultural (Orellana, 2017). La superficie forestal mundial se disminuyó 129 millones de ha (3,1 %) en los años de 1190 al 2015 hasta permanecer por debajo de los 4000 millones de ha. Los cambios de uso de la tierra no necesariamente son similares a la alteración de la cubierta vegetal, en contraste, la cubierta vegetal es la cobertura biofísica observable de la superficie terrestre; en cambio, el uso de la tierra manifiesta las acciones de las personas y sus propósitos. Por lo tanto, la pérdida de los bosques puede estar dada por factores humanos o naturales; aunque en primera instancia se da más por el primer factor, ya que la deforestación se produce cuando las personas eliminan los bosques y utilizan la tierra para otros fines, como, la agricultura, la infraestructura y la minería (FAO, 2016).

En este sentido, la cobertura boscosa de la Amazonía de América Latina en el año 1990 estaba en alrededor de 6,1 millones de km², de los cuales el 41,2% corresponden a la Amazonía Andina y Guayanesa y el 58,8% en Brasil. Hasta el año 2000, se perdió alrededor de 9,7% de ese total, donde Brasil lideraba las mayores pérdidas con un 12,8%, seguido por Ecuador con 9,6%, Colombia con 7,4% y Perú con 7,0% (RAISG, 2015).

Según la Red Amazónica de Información Socioambiental la cobertura vegetal continuó disminuyendo, y hasta 2013 ya había desaparecido 13,3% de la misma. De 2000 a 2013 se verificó un incremento de pérdida de cobertura, si se considera que 27,1% de toda la pérdida acumulada ocurrió en apenas 13 años. Bolivia con 42.6 % y Venezuela con 34.2 % son los países con mayor pérdida en este período. Por otra parte, Brasil es el

país con la mayor proporción relativa de bosque amazónico perdido hasta 2013 (17,6%), seguido por Ecuador, con 10,7% y Colombia y Perú, con más de 9%. Esto trae como consecuencia que Brasil sea el país con mayor incidencia, en términos absolutos, sobre la pérdida de esta formación vegetal, tanto históricamente como en tiempos recientes. (RAISG, 2015)

La deforestación y la fragmentación de los bosques en el bioma del Amazonas son dos de los problemas ambientales más inevitables que desafía nuestro planeta en la actualidad (Claudio, Johnson y Suárez, 2017). Desde hace algunos años se reconoce el papel de la fragmentación y la degradación del hábitat como responsables de cambios en la estructura y función de los ecosistemas (Debinski y Holt, 2000). Por tal razón, el bosque amazónico se considera una de las últimas reservas de tierra para satisfacer las crecientes necesidades humanas de alimentos y otros productos agroforestales (Foley *et al.*, 2007). Aunque la agricultura no es el único impulsor directo del desarrollo regional, sigue siendo la principal causa de deforestación (Fearbside, 2005).

Las áreas protegidas del Ecuador se están volviendo cada vez más vulnerables debido al mal manejo del uso de los recursos (MAE, 2016). Este estudio se lo realizó debido a la poca información de los patrones de fragmentación y deforestación en los cambios de uso de uso de suelo y cobertura vegetal que afecta de manera directa en el sector El Edén, provincia de Orellana, de esta manera generar información validada para otros estudios similares.

El presente proyecto titulado reconstrucción histórica de deforestación de los paisajes protegidos amazónicos área El Edén que comprende las parroquias: Pañacocha, El Edén y San Roque, provincia de Orellana y Sucumbíos, analizó los patrones de deforestación y fragmentación en los bosques tropicales amazónicos del sector “El Edén” durante el periodo 1987 al 2018, con la finalidad de analizar la dinámica de cambios de la cobertura vegetal y fragmentación de los paisajes protegidos amazónicos y su zona de amortiguamiento.

Adicionalmente, el proyecto formó parte del proyecto macro “Interacción de las políticas de conservación sobre el mecanismo de pagos por resultados en el Bosque Andino Tropical del Ecuador”, ejecutado por la Universidad Nacional de Loja junto a la

Universidad Regional Amazónica IKIAM, por lo tanto, esta investigación aportará como una guía encaminada a un estudio más profundo para titulación de futuros estudiantes que tengan por interés investigaciones enfocadas en el monitoreo y conservación de recursos naturales. La investigación se desarrolló dando cumplimiento a los siguientes objetivos:

Objetivo General

- Analizar la dinámica de cambios de la cobertura vegetal en paisajes protegidos amazónicos y su zona de amortiguamiento “El Edén”.

Objetivos Específicos

- Comparar los cambios de la cobertura vegetal a partir de técnicas de teledetección y SIG.
- Identificar la dinámica de fragmentación dentro y fuera de áreas protegidas mediante patrones espaciales morfológicos de fragmentación.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

En el presente capítulo se describen los conceptos generales que se relacionan con el tema de estudio y que apoyan a la comprensión del lector

2.1. Áreas Naturales Protegidas

Se define a las Áreas Naturales Protegidas como aquellas áreas de pertenencia pública o privada, de preferencia ecológica, social, histórica, cultural y escénica, concretadas en el país comprometiéndose con la ley, con el fin de frenar la destrucción de las áreas y de esta manera conservar y estudiar las especies de plantas o animales, paisajes naturales y ecosistema (Orellana, 2017).

En el Ecuador, el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) por su parte, se define como un agregado de áreas naturales que garantizan la cobertura y conectividad de hábitats significativos en los niveles terrestre, marino y costero-marino, de sus recursos culturales y de las principales fuentes hídricas (López, Espíndola, Calles y Ulloa, 2013).

2.2. Parque Nacional Yasuní

El Parque Nacional Yasuní (PNY) fue declarado como tal el 26 de julio de 1979, se encuentra situado en el centro oriente de la región amazónica, es el área protegida más

grande del Ecuador continental con una expansión de 1'022.736 ha. Su clima se define por poseer temperaturas cálidas que oscilan de 24 °C a 27 °C en todo el año, las precipitaciones son altas, aproximadamente 3.200 milímetros anuales y humedad relativa de 80 % y 94 % durante todo el año. Sus elevaciones son bajas, alrededor de 190 a 400 m s. n. m. Los suelos son geológicamente jóvenes en su mayoría, fruto de las sedimentaciones de los ríos debido a la erosión de los Andes (MAE, 2011).

Uno de los problemas ambientales que se encuentran dentro del PNY y en sus áreas aledañas, es la existencia de operaciones petroleras y a la misma vez la apertura de vías y caminos, creando fragmentos ecológicos con efectos de borde en las áreas circundantes, el riesgo de contaminación de cuerpos de agua y conflictos de uso y competencias tanto con las comunidades indígenas locales como con las autoridades del parque (MAE, 2011).

2.3. Cambios de uso de suelo en el Ecuador

Los cambios de uso de suelo se caracterizan principalmente por la dinámica del sistema socioecológico (Turner, 2010). Las prácticas de uso de la tierra son modificadas en todo el mundo y sus propósitos fundamentales son la identificación, el uso de los servicios y beneficios de los ecosistemas para compensar las necesidades humanas (Bedoya, Ulloa, Vanwalleghem, & Machuca, 2017). En los últimos 25 años, el 24% de la superficie terrestre mundial ha sufrido una disminución drástica en la calidad y la productividad como resultado de la del uso de la tierra (Bringezu *et al.*, 2014).

2.4. Ecología del paisaje

El paisaje, entendido como un compuesto diverso, es un mecanismo donde interactúan ecosistemas, especies y el hombre con el uso que este último hace del mismo. El paisaje es una derivación de múltiples interacciones, no solo provecho de dinámicas naturales sino del control del mercado y la instancia de la colectividad ante la distinción por las riquezas que este brinda (Armenteras y Vargas, 2016).

La ecología del paisaje y de la geografía es una disciplina que aborda la forma en que la transición espacial afecta los procesos ecológicos del paisaje, tales como la distribución y el flujo de la energía, los seres humanos y la materia prima que se encuentra

en el ambiente y cómo éstos, a su vez, pueden influir a la distribución de los elementos en el paisaje (Garramuño, 2006).

2.5. Deforestación en el Ecuador

La deforestación se relaciona directamente con la extinción de especies, la pérdida de bienes ecosistémicos, la emisión mejorada de CO₂, los cambios en la estructura y la calidad del hábitat de los ecosistemas acuáticos.

Ecuador ha mantenido las tasas de deforestación más altas de América del Sur durante los últimos 20 años (tasas anuales de 1.5% y 1.8% para los períodos 1990-2000 y 2001-2010, respectivamente) (Tapia, Homeier, Espinosa, & Leuschner, 2015). Igualmente que en otros países tropicales, la expansión agrícola, la extracción de madera para combustible, la tala comercial, el establecimiento de palma aceitera, las plantaciones de cacao y banano, los cultivos de bioetanol, el petróleo y la construcción de carreteras son los principales promotores de los cambios continuos en la cubierta del suelo (Tapia *et al.*, 2015).

En Ecuador, las tasas de deforestación más altas reportadas hasta la fecha han sido detectadas en el noroeste de la Amazonía y las regiones costeras del noroeste. Con la excepción de los estudios de (Keating, 1998);(Thies *et. al.*, 2012) solo hay poca información sobre las tasas de deforestación en el sur de Ecuador, que se considera un frente importante de la deforestación en el país.

2.6. Fragmentación de bosques

La fragmentación se demuestra, no sólo como proceso, sino como modelo dentro del espacio geográfico. Es por esto que la disposición espacial de los fragmentos de hábitat en el territorio influye sobre la movilidad de las especies silvestres entre los mismos y, por ende, sobre la dinámica de poblaciones, es decir, se origina un cambio creciente en la ecología del paisaje (Gurrutxaga y Valencia, 2012).

Por lo tanto, la deforestación tropical está asociada a menudo con la fragmentación de bosques y con las tasas elevadas de deforestación, por lo tanto, son los principales causantes del cambio global y de la pérdida rápida del área de bosque tropical, con importantes implicaciones para el funcionamiento del entorno y la preservación de la biodiversidad, lo que desempeña un papel mitigador en la pérdida de especies (Botero, 2015).

La fragmentación aumenta el aislamiento del hábitat y los efectos de borde, en otras palabras, reducen el tamaño de los parches de bosque; por lo tanto, si el borde disminuye el tamaño de los parches aumenta. Los parches más pequeños provienen o existen en diferentes condiciones abióticas y en entornos de meta-población, que los bosques no fragmentados, lo que limita los recursos disponibles necesarios para mantener las poblaciones locales, presenta barreras que algunas especies no pueden cruzar e influyen en la interacción de las especies (Santos y Tellería, 2006).

En el Parque Nacional Yasuní debido a la exploración y explotación petrolera, la deforestación, los asentamientos humanos son causantes de la fragmentación y pérdida de hábitats, que determina la presencia de parches de vegetación aislados y en el mejor de los casos conectados por estrechos corredores ecológicos, por lo tanto se convertirán en verdaderas islas de vegetación con una suerte de barreras de dispersión de especies lo cual determina pérdida de la variabilidad genética y consecuentemente pérdida de biodiversidad con extinciones locales o globales (Ortega, Rengel y Hurtado, 2010).

Número de parches (NP) de hábitat de cada clase: es el número de grado de fragmentación, principalmente si en su etapa inicial el territorio es comparativamente homogéneo en cuanto al tipo de hábitat o uso de la tierra. Cuanto mayor es el aumento de fragmentos, más fino es el grano del mosaico y la diversidad se percibe a escala espacial inferior (Mcgarigal, 2015).

Densidad de los fragmentos (PD): tiene el mismo beneficio indicadora que la cantidad de fragmentos, pero es un valor relativo que reconoce en comparar territorios de tamaños diferentes. Expresa el número de fragmentos por unidad de superficie y consigue relatar al mosaico o a la categoría. Un mosaico con mayor consistencia de fragmentos es más heterogéneo; una clase con mayor viscosidad de fragmentos está más fragmentada (Mcgarigal, 2015).

2.7. Software Fragstats

El Fragstats es un software para analizar los patrones espaciales y cuantificar la estructura del paisaje. El paisaje está sujeto a un análisis que es determinado por el usuario y se representa por cualquier fenómeno espacial. Por lo cual, cuantifica la extensión de área y la distribución espacial de parches (es decir, polígonos en una

cobertura de mapa) dentro de un paisaje; se estableció una base sólida para definir y escalar el paisaje (incluyendo la extensión y el grano del paisaje) y el esquema por el cual se clasificó y delineó los parches dentro del paisaje (Mcgarigal, 2015).

2.8. Teledetección y Sistemas de Información Geográfica

La teledetección es una técnica que permite obtener información digital de los objetos situados sobre la superficie terrestre, sin necesidad de tener contacto directo con ellos. Además, estudia las variaciones espectrales, espaciales y temporales de las ondas electromagnéticas, y pone de visible las semejanzas existentes entre éstas y los rasgos de los diferentes materiales terrestres. Para esto, es preciso que entre los objetos y el sensor exista algún tipo de interacción, tal como, el flujo energético proveniente de la energía emitida por el propio sensor; o bien, la reflexión de la luz solar en la superficie terrestre. De esta forma, es posible adquirir información de las cubiertas u objetos por medio de reflexión, emisión o por emisión-reflexión (Santana Rodríguez, 2016).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se entiende como la unión de información y un conjunto de procedimientos automáticos que se asocian a un hardware y software al objeto de servir para guardar, almacenar, tratar, gestionar y recuperar datos referenciables geográficamente. No obstante son una tecnología que permite analizar y tratar la información espacial, y que surgió como resultado la necesidad de disponer rápidamente información que se encuentra organizada, de tal modo, que, todo registro referido a un tributo, característica o propiedad de cada elemento del territorio se encuentra relacionado con otros datos encargados de definir la localización, forma e importancia de dicho elemento, en suma, se trata de la georreferencia de aquél elemento (Llopis, 2010).

Es decir, son sistemas de información creados para trabajar con datos referenciados mediante ejes geográficos. En otras palabras, un sistema de información geográfica es tanto un sistema de base de datos con capacidades específicas para datos georreferenciados, como un conjunto de operaciones para trabajar con esos datos (Olaya, 2014).

2.9. Sensores remotos

Se define a los sensores remotos como la capacidad de registrar e ir discriminando información a detalle, lo que se conoce como resolución de un sensor, además esta

resolución implica considerar la calidad de la información aportada en distintos aspectos, por lo que en la práctica se habla de cuatro tipos de resolución: espacial, espectral, radiométrica y temporal (Chuvienco, 2008).

2.9.1. Resolución espacial

La resolución espacial de un sensor viene proporcionada por el campo de visión instantánea que es definida por la sección angular, medida en radianes y observada en un tiempo determinado. Dado que se designa al objeto más pequeño que puede ser distinguido sobre una imagen, en un sistema fotográfico suele medirse como la mínima separación a la cual los objetos aparecen distintos y separados en la fotografía. Se mide en milímetros sobre la foto o metros sobre el terreno, y depende de la longitud focal de la cámara y de su altura sobre la superficie (Chuvienco, 2008).

2.9.2. Resolución espectral

La resolución espectral indica el número y anchura de las bandas espectrales que puede discriminar el sensor. En este sentido, un sensor será más apto cuanto mayor número de bandas proporcione ya que tiene una mayor capacidad para representar la respuesta espectral del objeto a observarse y, en efecto, la posibilidad de diferenciar unas coberturas de otras (Chuvienco, 2008)

2.9.3. Resolución radiométrica

La resolución radiométrica hace mención a la sensibilidad del sensor, en otras palabras, es la capacidad de detectar variaciones en radiancias espectrales lo cual recibe. Además, en los sistemas fotográficos el sensor se indica por el número de niveles grises que varían en una fotografía. Para los equipos digitales, la imagen se codifica en un formato binario, por lo que la resolución radiométrica, suele identificarse en rangos posibles almacenados en el sensor (Chuvienco, 2008).

2.9.4. Resolución temporal

La resolución temporal mide el tiempo de paso del satélite sobre la vertical de un punto. Con ello se establece la periodicidad de adquisición de imágenes de una misma zona. De este modo se logra cuantificar la capacidad que tiene un sensor para registrar los cambios temporales sobre una determinada cobertura, que a su vez es de vital importancia a la hora de comparar o evaluar datos (Pérez y Muñoz, 2006).

2.9.5. Satélite Landsat 5 TM

Las satélites Landsat 5 mantienen el sensor MSS para garantizar la continuidad de los datos anteriores, eliminan las cámaras RBV e incorporan un nuevo sensor denominado TM (Thematic Mapper) diseñado para la cartografía temática que proporciona datos de mayor resolución espacial, espectral y radiométrica.

El Thematic Mapper es un equipo de barrido multiespectral que aumenta el número de detectores, de 24 a 100, a la vez que se reduce el IFOV, se aumenta los niveles de codificación y se realiza el barrido en dos direcciones. Es decir, permite mejorar la resolución espacial, espectral y radiométrica: de 79 a 30 m, de 4 a 7 bandas, y de 6 a 8 bits (Cogliati, 2011).

2.9.6. Satélite Landsat 8 OLI TIRS

El satélite Landsat 8 añade dos instrumentos de barrido: Operational Land Imager (OLI), y un sensor térmico infrarrojo llamado Thermal Infrared Sensor (TIRS) (Ariza, 2013). Los satélites Landsat son una herramienta esencial para la observación e información de la Tierra. Los cuales son utilizados para múltiples estudios de cambios en la cubierta del suelo, clima, actividades humanas, mares y océanos ver (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las Imágenes satelitales Landsat 8

Banda Espectral (OLI)	Ancho de banda	Resolución
Band 1 - Coastal / Aerosol	0.433 - 0.453 μm	30 m
Band 2 – Blue	0.450 - 0.515 μm	30 m
Band 3 – Green	0.525 - 0.600 μm	30 m
Band 4 – Red	0.630 - 0.680 μm	30 m
Band 5 - Near Infrared	0.845 - 0.885 μm	30 m
Band 6 - Short Wavelength Infrared	1.560 - 1.660 μm	30 m
Band 7 - Short Wavelength Infrared	2.100 - 2.300 μm	30 m
Band 8 – Panchromatic	0.500 - 0.680 μm	15 m
Band 9 – Cirrus	1.360 - 1.390 μm	30 m
Banda Espectral (TIRS)	Ancho de banda	Resolución
Band 10 - Long Wavelength Infrared	10.30 - 11.30 μm	100 m
Band 11 - Long Wavelength Infrared	11.50 - 12.50 μm	100 m

Fuente: (Ariza, 2013)

2.10. Procesamiento de imagen satelital

El procesamiento preliminar se fundamenta en corregir las imágenes de las perturbaciones o anomalías que se presentan en la imagen ya sean atmosféricas o topográficas y de las distorsiones geométricas, que se forman en el proceso de georreferenciación. Así mismo, se trata de una corrección dirigida a reducir el error de medida derivado por perturbaciones y deformaciones (Polanco, 2011).

2.10.1. Corrección geométrica

Las correcciones geométricas incluyen cualquier cambio en la posición en que ocupan los píxeles que la forman. Al tratarse de una dimensión digital, esta transformación puede establecerse en funciones numéricas, que ceden modificar flexiblemente la geometría de la fotografía. Además, la corrección geométrica se basa en dos principios. El primero es la corrección orbital que se basa en ajustar aquellas fuentes de error geométrico conocidas, a partir de aplicar innovaciones inversas a las que usa el sensor en el momento de la adquisición. El segundo enfoque resulta más empírico se trata de ajustar el error geométrico de la imagen a partir de una serie de puntos con coordenadas positivas, que se denominan puntos de control. Asumiendo que estos puntos sean suficientes para representar la distorsión geométrica que tiene la imagen (Santana Rodríguez, 2016).

2.10.2. Corrección radiométrica

Son aquellos métodos que modifican los niveles digitales únicos, con objeto de aproximar a la imagen casos de una recepción ideal. A este concepto hemos incluido el tratamiento de los problemas radiométricos derivados del mal funcionamiento del sensor, junto a la obtención de magnitudes físicas y corrección atmosférica de los datos (Santana Rodríguez, 2016).

La corrección radiométrica es un proceso que se fundamenta en eliminar los efectos que la atmósfera y de algunas circunstancias específicas que la geometría presenta en las posiciones relativas entre el sensor y el Sol en el momento de la captura de la imagen, que se introducen en relación existente entre la energía reflejada por la unidad de superficie y la captada finalmente por el sensor. Por lo tanto, con este proceso se modifican los niveles digitales originales de la imagen, aproximándolos a los valores que deberían tener si las condiciones de recepción fueran correctos (Martínez del Castillo, 2015).

2.10.3. Restauración de líneas o píxeles perdidos

Debido a un mal funcionamiento del sensor o de la antena emisora de la imagen puede llevar a que aparezca algunas líneas o píxeles perdidos. Es decir, que la imagen presentaría una serie de líneas anómalas ya sean negras o blancas o incluso una serie de píxeles aislados de aspecto muy contrastado con los vecinos (efecto conocido como sal y

pimienta). En ambos casos, se trata de información irreparablemente perdida. No puede restaurarse lo que nunca se ha obtenido: es por eso la corrección se dirige a mejorar artificialmente el aspecto visual de la imagen (Santana Rodriguez, 2016).

2.10.4. Corrección atmosférica

Las correcciones atmosféricas son aquellas que no afectan por igual a los dos componentes del cálculo de la reflectividad: flujo descendente y ascendente, ya que el espesor de la atmósfera que atraviesan es distinto. Dicho de otra manera, los niveles digitales deben ser convertidos a radiancias mediante la eliminación de la ganancia y efectos introducidos por el sistema. Por lo tanto, la radiación tomada por el sensor no se concierne con la radiación que procede de la superficie, ya que entre la superficie y el sensor se encuentra la atmósfera, produciendo una perturbación en la señal. Esta perturbación se produce por los procesos de absorción y dispersión debidos a los componentes de la atmósfera (gases atmosféricos y aerosoles). El efecto atmosférico depende de la longitud de onda, dependiendo por lo tanto de la banda del sensor considerada, de ahí que se considere por separado la corrección atmosférica en el espectro solar (bandas situadas en la región del visible e infrarrojo cercano, entre los 0.3 y los 3 mm) y la corrección en el infrarrojo térmico (generalmente entre 8 y 14 mm) (Ariza & Ramirez, 2013).

2.11. Métodos de clasificación de imágenes satelitales

2.11.1. Clasificación no supervisada

La clasificación no supervisada de cobertura vegetal tiene como principal ventaja el reconocimiento de patrones espectrales de forma independiente e interactiva, sin sujetarse a un preciso reconocimiento del sitio de estudio y permitiendo concentrar el trabajo humano para la interpretación más que una obtención de los resultados. El uso de imágenes satelitales "brinda mayor rapidez y confianza en la generación de cartografía de los recursos naturales y de realización de un mapeo periódico (monitoreo)" ya que por ejemplo los satélites Landsat TM y ETM+ tienen cierto lapso (ciclo de paso cada 16 días) y están en órbita permanente. Los estudios con fotografías aéreas resultan más numerosos en la relación costo-beneficio con relación a la utilidad de imágenes satelitales, debido a que éstas últimas reconocen efectuar estudios en grandes extensiones de cobertura terrestre (Galindo y Rullán, 2011).

2.11.2. Clasificación supervisada

Una clasificación supervisada de una imagen generalmente depende del conocimiento previo de un área de estudio adquirida por fuentes externas o trabajo de campo. Esta mayor familiaridad con la zona de estudio permite al intérprete delimitar en la imagen áreas suficientemente representativas de cada una de las categorías objetivo. Estas áreas son conocidas como campos de entrenamiento (Chuvieco, 2017).

Es decir, la clasificación supervisada permite estudiar diferentes tipos de clases o categorías que, por medio del análisis estadístico multivariado, este proceso identifica los valores de cada píxel de una o varias bandas de una imagen raster, además crea y evalúa las clases o firmas espectrales, finalmente reclasifica de acuerdo a las probabilidades de cada clase (Chuvieco, 2008).

3. METODOLOGÍA

A continuación, se describe la zona de estudio donde se desarrolló la investigación y los procesos metodológicos utilizados para cada objetivo.

3.1. Descripción del área de estudio

El área de estudio del sector El Edén comprende las parroquias Pañacocha, El Edén y San Roque, provincia de Orellana y Sucumbíos ubicadas en el nororiente del Ecuador, posee un área total de 213.798 ha, las cuales 41.406 ha forma parte de las áreas protegidas (Parque Nacional Yasuní y la Reserva Cuyabeno) y 172.392 ha que corresponde al área no protegida localizado en las coordenadas geográficas: Latitud $0^{\circ}33'47.46''$ y $0^{\circ}21'47.61''$ Sur y Longitud $76^{\circ}13'43.82''$ y $76^{\circ}23'8.69''$ Oeste.

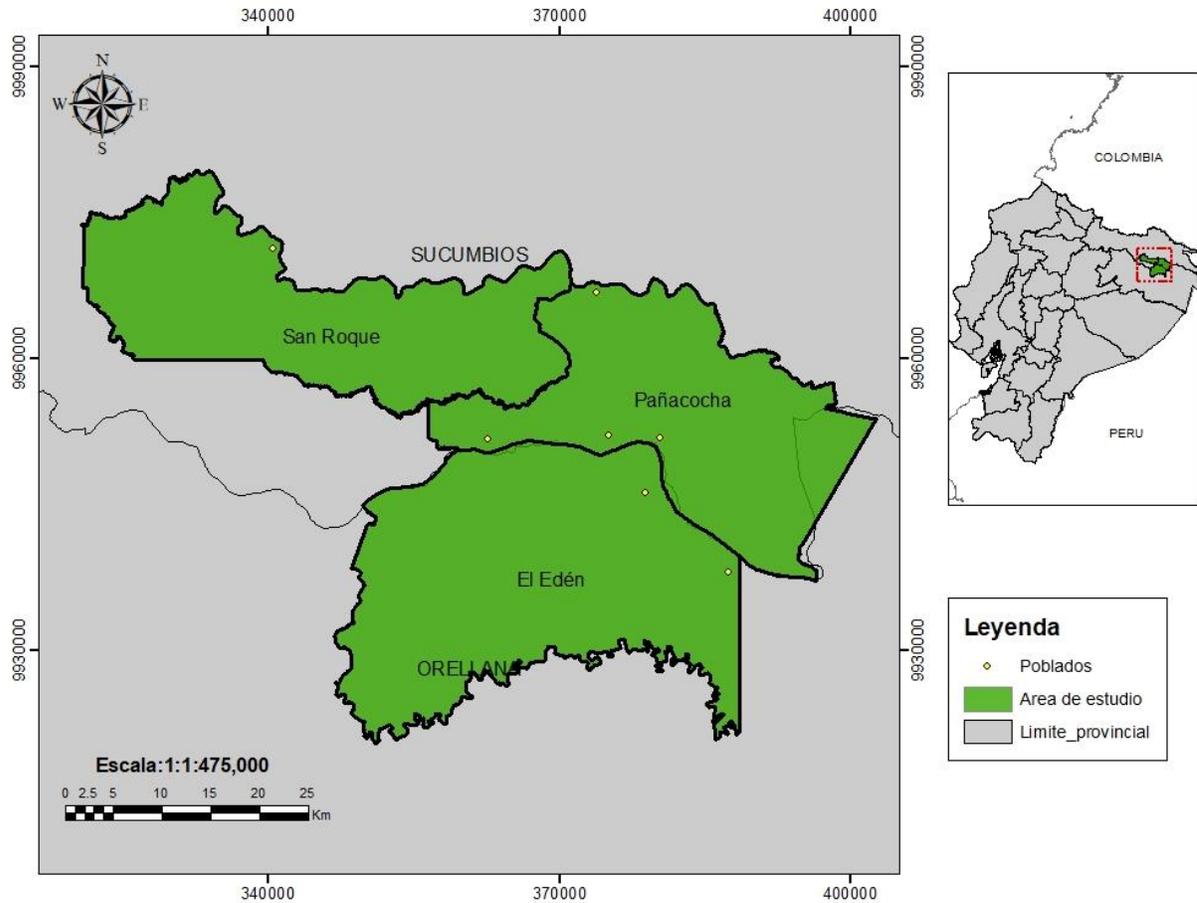


Figura 1. Mapa base del área de estudio

La Parroquia “Pañacocha” se encuentra localizado en el cantón Shushufindi, provincia de Sucumbíos, con una población de 860 habitantes. Su relieve es plano para realizar actividades agropecuarias y forestales de forma adecuada, pero así mismo provoca consecuencias a los recursos naturales, debido a la extracción de petróleo, apertura de vías, manejo de ganado. Por consiguiente, afecta a la naturaleza, alejando la fauna de todos estos sectores y disminuyendo la dispersión de semillas por la presencia animal, alterando directamente el equilibrio natural en cada uno de estos ecosistemas. Su temperatura media es de 25.4 °C con una precipitación de 3.156 mm. Su superficie es de alrededor de 629.39 km², en donde el 14 % pertenece a “La Reserva de Producción Faunística Cuyabeno” que es uno de los lugares más biodiversos del planeta junto con el Parque Nacional Yasuní (PDOT, 2015).

La Parroquia el Edén se encuentra localizado en el cantón Francisco de Orellana, provincia de Orellana, con una población de 900 habitantes y una superficie de 869.63 km². Sus terrenos son bastante irregulares, con un rango altitudinal desde los 365 a los 700 m s. n. m. El clima se caracteriza con una temperatura: mínima 18 °C, media 28 °C, y máxima de 42 °C. Así mismo, la pérdida de bosque es debido a la deforestación por la expansión de la frontera agrícola, la colonización, la apertura de vías, la explotación petrolera, el uso y comercio de la madera y sus derivados entre las principales causas. Debido a estas amenazas, la degradación de las microcuencas de la parroquia se han vuelto más vulnerables para los sistemas hidrológicos, lo cual hace que se fragmente sus hábitats (pérdida de la vegetación natural) (PDOT, 2015b).

La Parroquia “San Roque” se encuentra localizado en el área más alta del Cantón Shushufindi, provincia de Sucumbíos, con una población de 3.136 habitantes y una superficie de 640.79 km². El relieve se caracteriza por presentar terrazas aluviales, complejos de colinas y llanuras planas. Su clima está caracterizado por tener temperaturas medias cercanas a los 25 ° C y por totales pluviométricos importantes, por lo tanto, se observa una superficie de bosque intervenido, asociados con pastos y palma africana. Toda esta vegetación se concentra en las áreas de relieve plano a onduladas y en zonas disectadas (PDOT, 2015c).

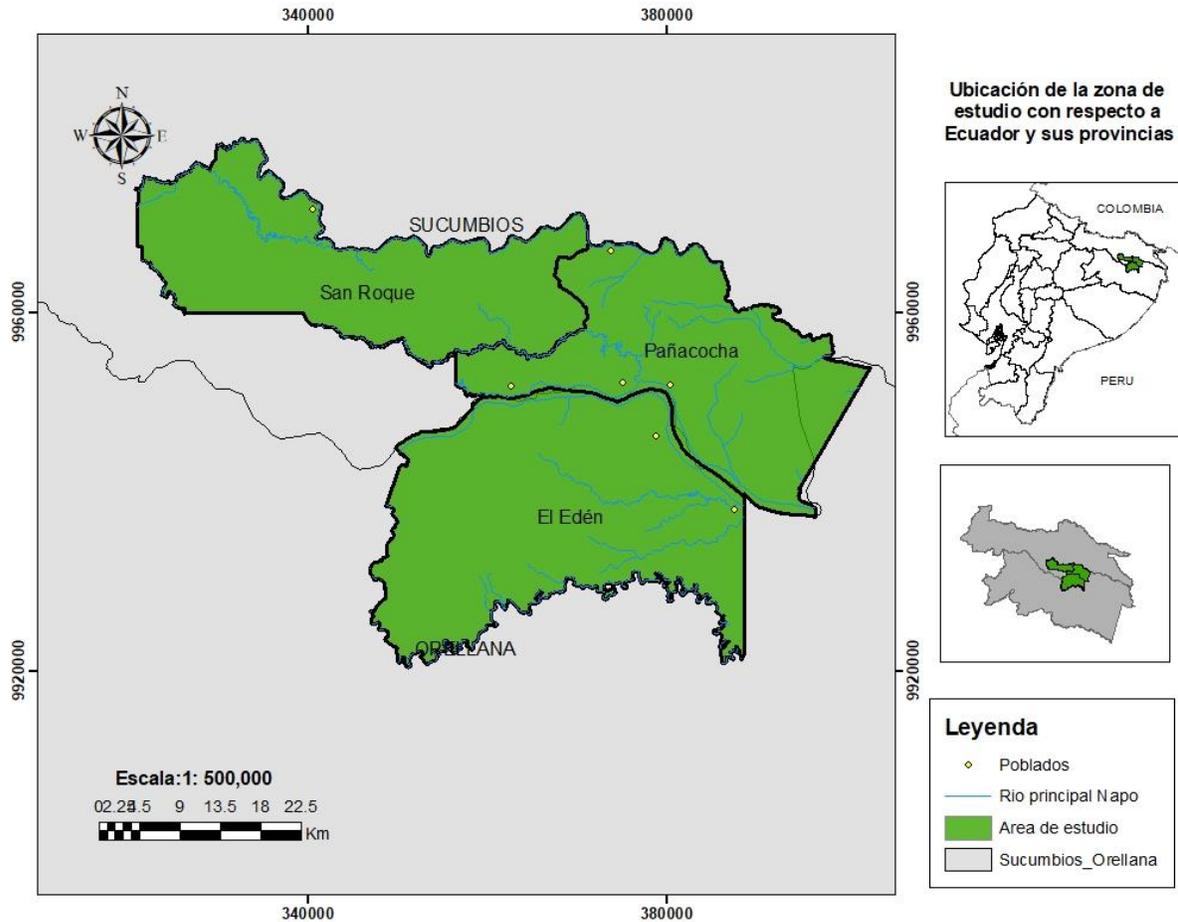


Figura 2. Mapa de ubicación del área de estudio

3.2. Base de datos

La base de datos comprendió información vectorial y raster de diferentes bases de datos nacionales e internacionales las cuales se detallan a continuación:

- Modelo Digital de Terreno, Alos Palsar, con resolución espacial de 30 metros, disponible en <https://www.asf.alaska.edu/sar-data/palsar/terrain-corrected-rtc/>
- Imágenes satelitales Landsat 5 M del año 1987 y Landsat 8 OLI-TIRS del año 2018 disponible en <https://earthexplorer.usgs.gov/>

3.2.1. Software

- TerrSet versión 18.3 disponible en <https://clarklabs.org/terrset/>
- ERDAS 2015 versión disponible en <https://www.hexagongeospatial.com/products/power-portfolio/erdas-imagine>

- QGIS versión 3.4.2 versión disponible en <https://qgis.org/es/site/forusers/download.html>
- Fragstats versión 4.2 disponible en https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html

3.3. Métodos

La metodología aplicada para el desarrollo del presente estudio se describe a continuación.

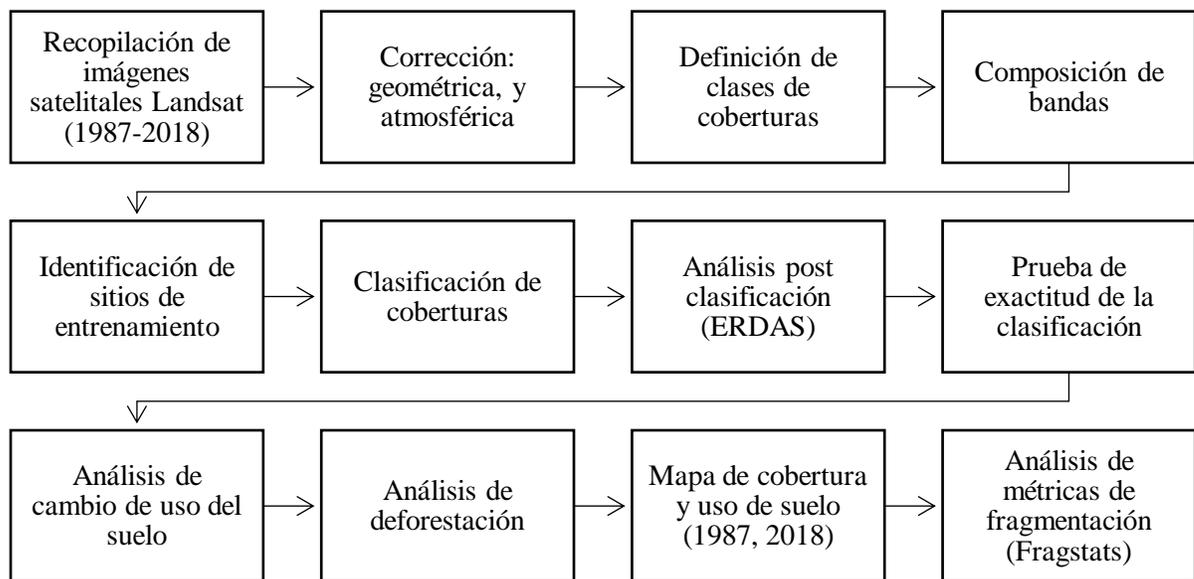


Figura 3. Esquema de la metodología general

3.3.1. Procesamiento de imágenes satelitales

Inicialmente se realizó la búsqueda de imágenes satelitales con poca o nula nubosidad del satélite Landsat 5 TM para el año 1987 y del satélite Landsat 8 OLI-TIRS para el año 2018, a través del servidor web <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Para este proceso, se utilizaron dos escenas por cada año, por lo tanto, para el Landsat 5 TM se utilizó las escenas de los meses de enero y de octubre; mientras que para el Landsat 8 OLI_TIRS se utilizó las escenas de los meses de septiembre y octubre.

3.3.1.1. Correcciones geométricas

Una vez que se obtuvo la información receptada de las imágenes, se realizó una corrección geométrica de las imágenes, eliminando las distorsiones topográficas en la superficie terrestre. En las imágenes de satélite de la serie Landsat TM 5 y OLI 8, seleccionadas se hizo una corrección geométrica a la zona de Ecuador de las provincias

de Orellana y Sucumbíos con proyección WGS84 zona 18 norte utilizando el software TerrSet.

3.3.1.2. Correcciones atmosféricas

Las correcciones atmosféricas hacen parte de la corrección radiométrica que es necesaria para reducir el efecto de la radiación solar irradiada por la tierra, en razón de anomalías de difusión y absorción (Polanco, 2011). Esta radiación solar que se da cuenta de los objetos sobre el suelo, está transformada y puede dar fundamento a falsas interpretaciones sobre las características de la vegetación. Estos efectos se han corregido en el software TerrSet con la herramienta Cos(t) model, puesto que se ajusta a la poca información disponible sobre las imágenes satelitales Landsat 5 TM y 8 OLI. Luego de esta corrección atmosférica, se obtienen nuevas imágenes en modo radiancia (Eastman, 2003). La atmósfera puede afectar al ambiente a través de imágenes de detección remota de diferentes maneras. A nivel molecular, los gases atmosféricos producen la dispersión de Rayleigh que afecta sucesivamente los espacios de onda más cortas (haciendo que, por ejemplo, el cielo se vea azul). Uno de los métodos para la corrección atmosférica es el software TerrSet siendo el más sofisticado el módulo ATMOS (Eastman, 2016).

3.4. Metodología para comparar los cambios de la cobertura vegetal a partir de técnicas de teledetección y SIG

3.4.1. Clasificación de imágenes satelitales

La clasificación de las imágenes satelitales se realizó a través del software TerrSet, para lo cual se realizó los siguientes pasos de forma sistemática.

3.4.1.1. Definición de clases de cobertura

La definición de las clases de cobertura vegetal, se hizo en concordancia con la nomenclatura utilizada por el Ministerio del Ambiente en el Mapa de Cobertura y Uso del Suelo de Ecuador Continental (MAE y FAO, 2014), logrando identificarse cinco coberturas detalladas en la Tabla 2.

Tabla 2. Clases de coberturas.

Categoría	Cobertura	Código
1	Bosque	Bs
2	Cuerpo de agua	Ca
3	Área Antrópica	An
4	Área Agropecuaria	Ag
5	Área sin cobertura vegetal	Asv

3.4.1.2. Composición a color

Se realizaron diferentes composiciones de bandas en las imágenes de los dos años, con el objetivo de diferenciar visualmente las diferentes clases de coberturas a clasificar. Según Martínez y Curtis, (2002) recomiendan la composición de bandas para el año 1987 (7,4,2) en el satélite Landsat 5 TM que sirve para identificar las coberturas de suelo.

La composición de banda utilizada en el año 2018 fue (7,4,3) con el satélite Landsat 8 OLI, esta combinación se utilizó con la finalidad de realzar el análisis de la vegetación (Rivero *et al.*, 2013).

3.4.1.3. Identificación de sitios de entrenamiento

Se aplicó un procedimiento de clasificación supervisada a ambas imágenes satelitales, en el cual se crearon primero áreas de entrenamiento para cada clase de cobertura del suelo utilizando la herramienta Digitize del software TerrSet (Lillesand, Kiefer y Chipman, 2015). En cada clase se estableció 50 polígonos de entrenamiento por cada una de las clases (Bosque, Cuerpos de aguas, Área agropecuaria, Área antrópica y Área sin cobertura vegetal).

3.4.1.4. Fase de clasificación de cobertura

Debido al conocimiento que se tiene de la zona, se realizó una clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud (Maximum Likelihood) en el software TerrSet con la herramienta Maxlike (Rodríguez, Gutiérrez y Guerra, 2008). Esta técnica parte de que todos los píxeles no tienen probabilidad alguna de pertenecer a una sola clase; por lo tanto, se puede puntualizar un factor de ponderación para que los píxeles puedan corresponder a determinada clase en particular (ERDAS, 1999). Tal clasificador es el más complejo y el que exige una magnitud de cálculos; sin embargo, es el más

utilizado en la clasificación supervisada de imágenes, debido a su robustez y para adaptarse con más rigor a las simetrías de los datos (Chuvieco, 1990).

3.4.2. Post procesamiento

3.4.2.1. Análisis post clasificación (Erdas)

En el software Erdas se exportó la clasificación supervisada de los dos años, las imágenes en su metadata tuvieron que ser identificadas a su zona ubicada en Ecuador, en este caso Datum 84 18 N; por lo tanto, en la clasificación es común la aparición del efecto sal y pimienta (Lillesand, Kiefer y Chipman, 2015), el cual se identificó la presencia de coberturas homogéneas salpicadas por píxeles individuales pertenecientes a otras clases. Para disminuir este efecto, a cada imagen clasificada se le realizó una reclasificación con el programa Erdas con respecto a cada una de las clases (Tabla 2), es decir, que el valor central cambia por el valor dominante dentro de la categoría definida, sistematizando la imagen clasificada y eliminando los píxeles aislados (Mas, Gao y Pacheco, 2010).

3.4.2.2. Prueba de exactitud de la clasificación

La prueba de exactitud se realizó para las dos imágenes clasificadas de los años 1987 y 2018, utilizando el software QGIS, permitiendo obtener los siguientes parámetros: fiabilidad global, precisión del productor, precisión del usuario, error de comisión, error de omisión e índice de Kappa; esto se ejecutó mediante una matriz de confusión (Congalton y Green, 2010). Se ejecutó un muestreo aleatorio estratificado de puntos de control en la imagen clasificada, con 50 puntos por cada cobertura vegetal (Lillesand *et al.*, 2015). y año, en donde todos los sitios de verificación tienen la misma probabilidad de ser elegidos, pero corriendo el riesgo de contar con superficies grandes poco representadas o viceversa (Carrillo, Estrada, Peña y Flores, 2013).

3.4.3. Determinación del cambio de cobertura y uso de suelo

3.4.3.1. Identificación de cambios de uso de suelo

Este proceso se realizó en el software TerrSet 18.3 con la herramienta Land Change Modeler (LCM), utilizando la clasificación supervisada, para así visualizar los cambios entre 1987 y 2018 en un lapso de 31 años de la zona de estudio (Pontius, Shusas y Mceachern, 2004). El LCM permitió obtener mapas de ganancia y pérdida, agrupando en dos clases bosque y no bosque, para así identificar los cambios existentes en la clasificación (Sendra, 2009).

3.4.3.2. Análisis de la deforestación

Para realizar el análisis de la deforestación se hizo el cálculo de la deforestación tomado de (MAE, 2017) utilizando las métricas que representan las transiciones de bosques. La primera métrica corresponde a la deforestación anual promedio para un período estudiado, definida como:

$$\left[R = \frac{A_1 - A_2}{t_1 - t_2} \right]$$

Eq. 1

Dónde:

A_2 y A_1 son las áreas de bosque

T_2 : fecha final

T_1 : fecha inicial

La segunda métrica corresponde a la tasa de cambio anual que se obtiene comparando el área cubierta por bosque en la misma región en dos épocas diferentes. La fórmula empleada (Eq. 2) resulta en una tasa porcentual anual, usada frecuentemente para cálculos de esta índole.

$$\left[q = \left[\left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{1/t_2 - t_1} - 1 \right] \times 100 \right]$$

Eq. 2

3.5. Metodología para el segundo objetivo: Identificar la dinámica de fragmentación dentro y fuera de áreas protegidas mediante patrones espaciales morfológicos de fragmentación

3.5.1. Cálculo de parámetros morfométricos

Para el análisis de los patrones espaciales de la cobertura boscosa nativa entre 1987 y 2018, se usó el software FRAGSTATS (Cushman, McGarigal y Neel, 2008). La elección del conjunto de métricas a utilizar se basó en la investigación de diversos estudios sobre métricas del paisaje que expresaran en mejor forma la distribución espacial de paisajes históricos, y además fueran representativas con respecto a la estructura del paisaje como son: la calidad de parche, el borde del parche, el contexto del parche en el

paisaje y la conectividad del parche (Cushman *et al.*, 2008, Liu & Taylor, 2002; Kolb *et al.*, 2010).

La estructura fue analizada a nivel de clase en el software Fragstats, la obtención de las métricas se hizo bajo el supuesto, de la regla de vecindad de ocho vecinos, con el fin de definir fragmentos y sus límites ver (Tabla 3) (McGarigal y Marks, 1994).

Tabla 3. Métricas utilizadas en el presente estudio

Métrica	Código	Descripción
Índice de forma	SHAPE MIN	Corrige el problema de tamaño del índice de relación área-perímetro de un estándar cuadrado y, como resultado, es la medida más simple y quizás más directa de la complejidad de la forma.
Índice del parche más grande	LPI	Es igual al porcentaje del paisaje comprendido por el parche más grande.
Número de parches	NP	NP es igual al número de parches en el paisaje. Tenga en cuenta que NP no incluye ningún parche de fondo interno (es decir, dentro del límite del paisaje) ni ningún parche en el borde del paisaje, si está presente.
Densidad de borde	ED	La densidad del borde informa la longitud del borde por unidad de área que facilita la comparación entre paisajes de diferentes tamaños

Fuente: Mcgarigal (2015)

4. RESULTADOS

Para el desarrollo del estudio se procesaron cuatro escenas de imágenes satelitales en los meses de enero, octubre para el año de 1987 y los meses septiembre, octubre para el año 2018 obtenidas de la plataforma web GLOVIS–USGS disponible en <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Mediante la utilización de los programas informáticos SIG como TERRSET, ERDAS Y QGIS, se obtuvieron las clasificaciones de la cobertura vegetal de las escenas de los años antes mencionados.

4.1. Comparación de los cambios de la cobertura vegetal a partir de técnicas de teledetección y SIG

4.1.1. Validación de los mapas de cobertura vegetal de los años de 1987 y 2018

La matriz de confusión calculada dio una precisión de clasificación de 0.91 %, mientras que para el año 2018 se obtuvo una precisión de 0.88 %. Para conocer la exactitud de los datos correspondientes a los mapas de vegetación de los años 1987 y 2018, estos se sometieron a una evaluación de la confiabilidad. En términos generales, para el mapa del año 1987, se tomaron un total de 250 puntos de verificación, 229 coincidieron con las categorías de la leyenda del mapa clasificado y 21 pertenecen a una categoría diferente respecto de los píxeles clasificados véase la (Tabla 4). Para el mapa del año 2018, del total de 250 puntos de muestreo, 220 coincidieron con las categorías de la leyenda del mapa clasificado y 30 corresponden a una categoría distinta véase (Tabla 5). Los mapas de cobertura vegetal tuvieron un coeficiente de Kappa de 0,89 para el año de 1987 y 0,84 para 2018 ver (Tabla 4 y 5). Las mayores confusiones se detectaron en áreas antrópicas y área sin cobertura vegetal, aunque los valores de precisión de usuario se mantuvieron por encima del 80% evidenciando, una clasificación óptima.

Tabla 4. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura vegetal del año 1987

COBERTURA	Precisión productor (%)	Precisión usuario (%)	Precisión global (%)	Kappa
Bosque (Bs)	100,00	90,90		
Cuerpos de agua (Ch)	94,00	90		
Área antrópica (An)	84,00	100	0,91	0,89
Área agropecuaria (Ag)	90	91,08		
Área sin cobertura vegetal(Asv)	90	86,53		

Fuente: Elaboración propia

Tabla 5. Matriz de confusión para la clasificación de cobertura vegetal del año 2018

COBERTURA	Precisión productor (%)	Precisión usuario (%)	Precisión global (%)	Kappa
Bosque (Bs)	94,10	82,70		
Cuerpos hídrico (Ch)	92,00	85,1		
Área antrópica (An)	82,00	91,1		
Área antrópica (An)	87,75	86,00	0,88	0,84
Área sin cobertura vegetal (Asv)	84	97,67		

Fuente: Elaboración propia

4.1.2. Cobertura vegetal y uso de suelo

En el sector El Edén la cobertura de bosque nativo fue de 199.392 ha (93,3 %) para el año 1987, mientras que para el año 2018 disminuyó a 184.786 ha (86,4 %). No obstante, el paisaje del sector está predominado por bosque nativo durante el periodo de estudio, se evidencia una pérdida significativa de 14.606 ha (6.9 %) de bosque nativo. En la zona de estudio las actividades antropogénicas muestran cambios significativos de 1.948 ha (0,9 %) en áreas antrópicas y para las áreas agropecuarias 11.805 ha (5,6 %), durante los últimos 31 años, véase (Figura 4). Asimismo, en el periodo de estudio los cuerpos de agua y el área sin cobertura vegetal no presentaron cambios significativos, como se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Datos en hectáreas y porcentajes de las unidades de cobertura del período 1987 y 2018

Categoría	1987		2018		1987-2018	
	Ha	%	ha	%	ha	%
Bosque	199.392	93,3	184.786	86,4	14.606	6,9
Cuerpo de agua	5.307	2,5	6.166	2,9	-859	0,4
Área Antrópica	222	0,1	2.170	1	-1.948	0,9
Área Agropecuaria	7.787	3,6	19.592	9,2	-11.805	5,6
Área sin cobertura vegetal	1.089	0,5	1.081	0,5	8	0
Total	213.798	100	213.798	100		

Fuente: Elaboración propia

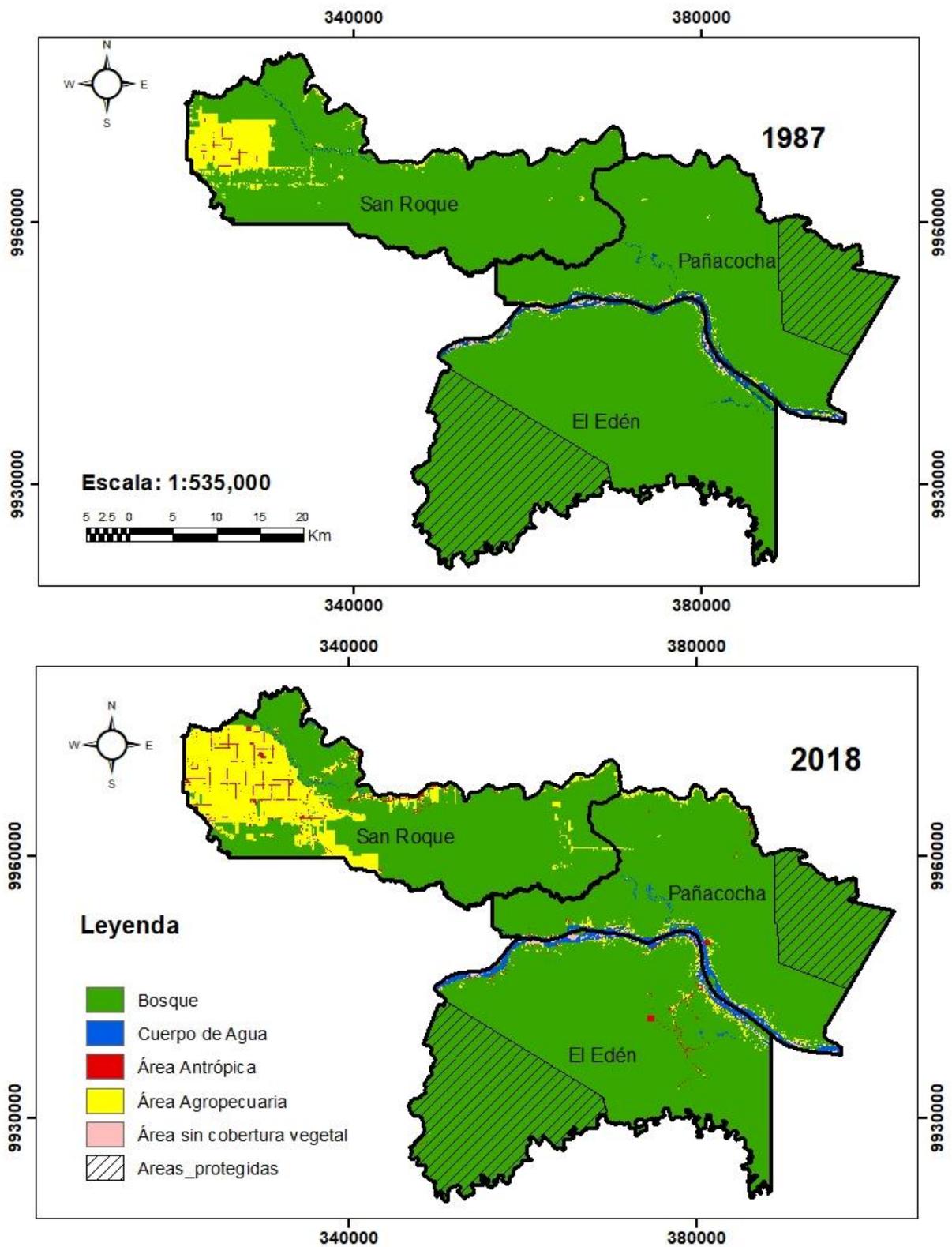


Figura 4. Mapa de cobertura y uso de suelo del sector El Edén año 1987 y 2018

4.1.3. Cambios de uso de suelo de 1987-2018

Considerando los datos de transición de las categorías de cobertura del uso de suelo, se pudo observar las dinámicas de cambio de la cubierta vegetal del sector El Edén, de los años de 1987 y 2018 (Anexo 1), se sintetiza en las pérdidas, ganancias y cambio neto que ha sufrido cada cobertura.

4.1.3.1. Ganancias y pérdidas

Al analizar los valores de las ganancias se puede observar en la (Figura 5), que la categoría de agricultura experimenta mayor ganancia con el 68,6 % (13.617 ha) del porcentaje del área de estudio entre 1987 y 2018; seguido de la categoría del área antrópica con el 10,6 % (2.098 ha), siendo los valores que mayor ganancia presentan entre las categorías.

Por otro lado, se evidencia que la cobertura de bosque nativo de la zona de estudio, se muestra mayores pérdidas en relación al resto de categorías, con una superficie cerca de 15.855 ha y los cuerpos de agua con 1.232 ha. Mientras que las coberturas área sin cobertura vegetal y la zona antrópica son las que menor pérdidas presentan con 792 ha con 147 ha, respectivamente.

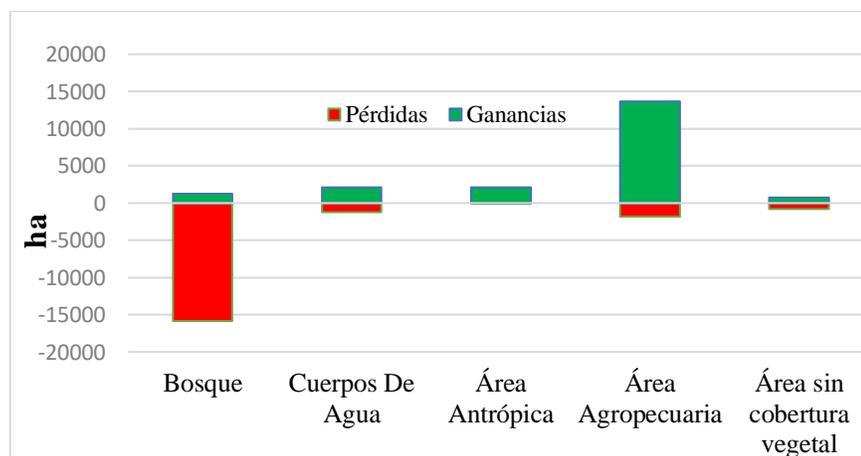


Figura 5. Pérdidas y ganancias de coberturas de uso de suelo del sector El Edén entre 1987 y 2018.

4.1.3.2. Contribuciones al Cambio neto

En el periodo de estudio, las coberturas de uso de suelo sufrieron cambios netos significativos. El bosque nativo de la zona de estudio presentó mayores cambios, ya que se demostró una pérdida de 14.606 ha, además el área antrópica y el área

agropecuaria presentaron un aumento de 1.449 ha y 11.806 ha, respectivamente. Mientras que los cuerpos de agua presentaron un aumento de 859 ha, y el área sin cobertura vegetal registró una disminución de 8 ha, siendo las categorías que evidencian un menor cambio (figura 6).

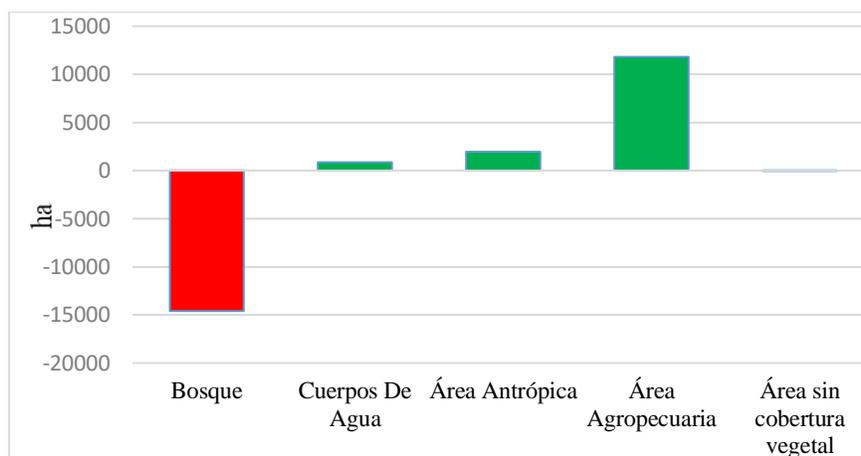


Figura 6. Cambio neto de coberturas de uso de suelo del sector El Edén entre 1987 y 2018.

4.1.3.3. Contribuciones al cambio neto

Al analizar los valores de las pérdidas se puede observar en la (Figura 7), que la categoría agropecuaria experimenta el mayor valor de pérdida con el 12.608 ha, seguido por el área antrópica y cuerpos de agua con 1.394 ha y 616 ha respectivamente, siendo los valores que mayor pérdida presentan entre categorías. Mientras que la contribución del bosque no presento cambios y el área sin cobertura vegetal, para este cambio fue menor con 11 ha.

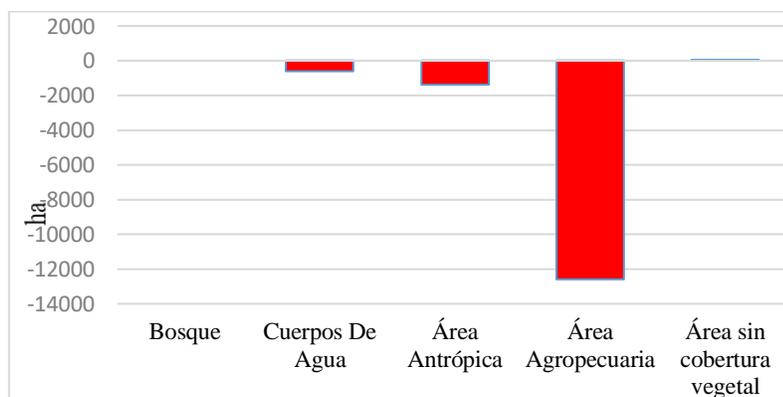


Figura 7. Contribuciones al cambio neto de coberturas de uso de suelo del sector El Edén entre 1987 y 2018.

4.1.4. Cambios en la cobertura forestal y deforestación

En el periodo 1987-2018 se perdieron 14.606 ha (7,3 %) de bosque nativo dentro sector El Edén, lo que representa una tasa de deforestación de -0,2 % que corresponde a una pérdida de 471,2 ha/año.

En el área protegida el bosque nativo representó una extensión de 41.598 ha en 1987 y hubo una ligera disminución de 183 ha hasta el año 2018 (Tabla 7).

La mayor pérdida de bosque nativo fue encontrada en el área no protegida con 465,3 ha/año de deforestación, disminuyendo sustancialmente una extensión de 157.790 ha en 1987 a 143.371 ha hasta el 2018 (Tabla 7). La pérdida de bosque nativo ocurre principalmente por actividades antropogénicas debido más a las áreas agropecuarias que son utilizadas mayormente para uso comercial.

Tabla 7. Patrones de deforestación y tasas de deforestación de las unidades de cobertura del período 1987 y 2018

Bosque	1987	2018	Cambio		Deforestación anual	Tasa anual de deforestación neta
	ha	ha	ha	%	ha/año	%
Edén (Bosque)	199.392	184.786	-14.606	-7,3	471,2	-0,2
AP	41.598	41.416	-183	-0,4	5,9	0,0
Área no protegida	157.790	143.371	-14.423	-6,9	465,3	-0,2

Fuente: Elaboración propia

4.2. Dinámica de fragmentación dentro y fuera de áreas protegidas mediante patrones espaciales morfológicos de fragmentación.

4.2.1. Patrones de fragmentación

Las métricas del paisaje mostraron en mejor forma la configuración espacial de paisajes reales a nivel del bosque nativo entre los años de estudio, en cada una de las zonas determinadas para el análisis dentro del sector El Edén, como se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Métricas de paisaje de 1987 y 2018 en áreas no protegidas (ANP) y áreas protegidas (AP).

Métricas	ANP		AP	
	1987	2018	1987	2018
Índice de forma	1,35	1,25	1,54	1,35
Índice del parche más grande	59,73	45,13	66,71	66,48
Número de parches	525	1037	133	34
Densidad de borde	7,26	10,77	2,26	1,99

Fuente: Elaboración propia

En el área no protegida, el índice de forma presenta una disminución en sus valores en el año 2018 (1,35) con respecto al año 1986 (1,25); de tal manera sucede en el área protegida, para el año 1987 (1,54) se evidencia una disminución con respecto al año 2018 (1,35), ver (Figura 8). En otras palabras, las dos zonas demuestran áreas irregulares en razón que presentan valores mayores a 1.

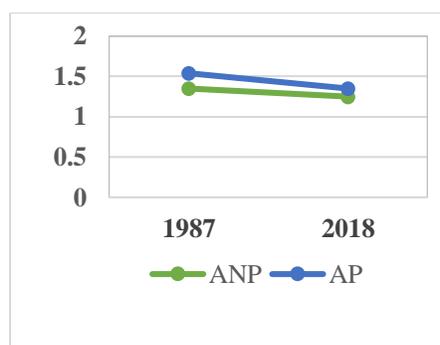


Figura 8. Variación del índice de forma en el ANP y la AP entre 1987 y 2018.

Se observaron cambios considerables en la distribución del tamaño de los parches de la cobertura vegetal durante el periodo 1987-2018. En el área no protegida, el índice del parche más grande para el año de 1987 muestra valores de (59,7 %), se evidencia una disminución del área de bosque nativo con respecto al año 2018 (45,1 %); por el contrario, para las áreas protegidas, los tamaños de los parches se mantienen con un porcentaje de (66,7 %), ver (Figura 9).

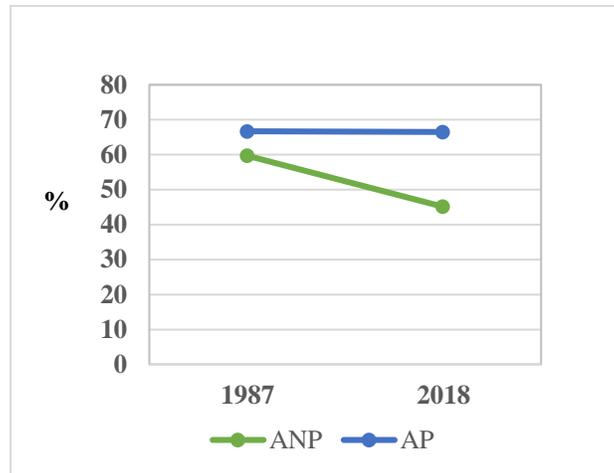


Figura 9. Variación del índice del parche más grande en el ANP y la AP entre 1987 y 2018

Para el año 1987 el número de parches de bosque en el ANP, es de 525 parches mientras que para el 2018 incremento a 1037 parches; por el contrario en las AP para 1987 hubo 133 parches, que se evidencia una disminución con respecto al 2018 de 34 parches, ver (Figura 10).

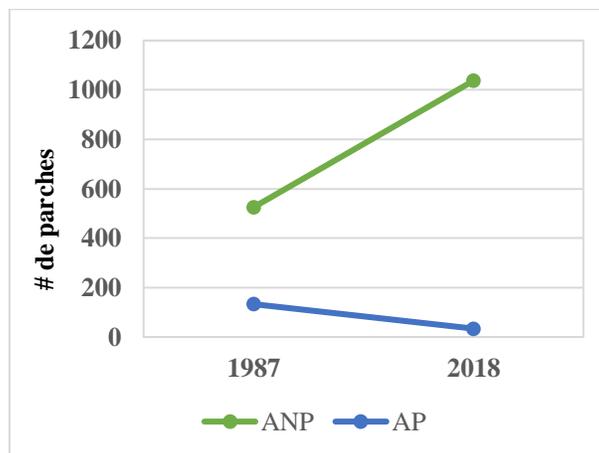


Figura 10. Variación del número de parches en el ANP y la AP entre 1987 y 2018.

Para el año de 1987 en las áreas no protegidas la densidad de borde fue de 7,3 m/ha, se evidencia un incremento de borde que representa el 10,8 m/ha, mientras que, para las AP, no se presentan valores significativos de densidad de borde, ver (Figura 11)

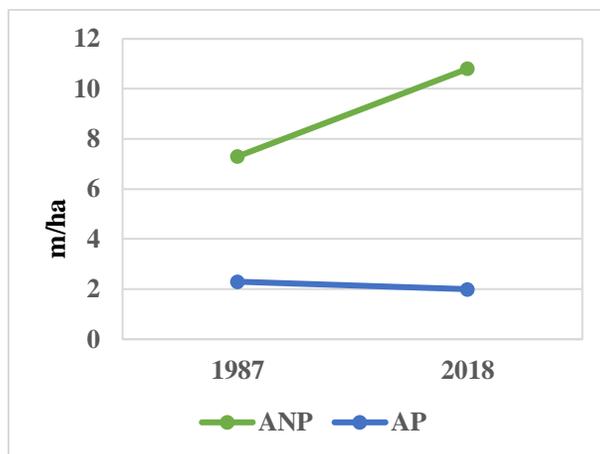


Figura 11. Variación de la densidad de bordes en el ANP y la AP entre 1987 y 2018

5. DISCUSIÓN

El libre acceso que se tiene a descargar las imágenes satelitales disponibles en USGS <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Landsat 5 y 8), cuyas primeras escenas datan de comienzos de la década de los ochenta y de la actualidad, por lo tanto, se está forjando una continua motivación por investigaciones relacionadas con el cambio de uso del suelo en Ecuador. Los estudios se han encaminado a detectar y medir los cambios del paisaje, puntualizar su dinámica temporal e indagar los efectos que provoca a los bosques a escalas locales y regionales (Pauchard *et al.*, 2005, Echeverría *et al.*, 2007, Altamirano, *et al.*, 2007). Por tal razón se denota el gran potencial que tiene la utilización de imágenes satelitales multitemporales para el monitoreo de variables ambientales. En este caso el estudio realizado se utilizaron técnicas espaciales e información disponible para validar los resultados y que fueran apropiadas para describir la dinámica del paisaje de un área representativa de Ecuador que se centra en la Amazonía ecuatoriana en las parroquias Edén, Pañacocha, y San Roque. Es así como fue posible reconstituir la composición del paisaje para los años 1987 y 2018, cuantificar los cambios ocurridos durante el transcurso de 31 años e identificar la transición espacial de los mismos.

Cambios de uso de suelo

Los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal entre los años de 1987 y 2018 del sector El Edén, revela que la zona de estudio está representada en su mayoría por bosque, pero así mismo la zona ha sido alterada y transformada hacia otras coberturas como áreas

antrópicas y áreas agropecuarias. Estas coberturas han presentado mayores ganancias en el presente estudio sobre el uso de suelo y a la vez pérdidas en el bosque tropical amazónico, debido al crecimiento de los asentamientos humanos, de infraestructura y servicios que impacta la calidad del ambiente (Coomes *et al.*, 2001), lo cual altera la estructura y función de sus ecosistemas, siendo el cambio de uso del suelo uno de los principales agentes de transformación y alteración en la vegetación. Los estudios sobre el cambio de uso y cobertura vegetal han tomado mayor importancia en las últimas décadas debido a que se ha señalado que los procesos desarrollados sobre la superficie terrestre influyen al clima (Lambin, Geist y Lepers, 2003).

Referente a los cambios de uso de suelo en el Ecuador según Sierra (2013) entre 1990 y 2008 se perdieron cerca de 19.000 kilómetros de bosque natural en todo el país. Sin embargo, la mayor parte, cerca del 70 %, fue deforestada en la década de 1990. Entre los años 2000 y 2008 la deforestación anual promedio en Ecuador fue de 753,9 km² frente a los 1.291,5 km², del período 1990-1999. Es decir, en los primeros ocho años de este siglo se produjo una caída de 42% respecto de la década de 1990. Y para la provincia de Orellana entre el período 2000-2013 los cambios de cobertura a otros usos alcanzaron las 33.94,96 ha; es decir que en total se deforestaron 2 607,30 ha de bosques nativos al año, lo cual se traduce un promedio de deforestación anual del 0,44 % (GADMFO, 2014). Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que el sector El Edén presentan valores bajos con respecto a nivel nacional y provincial referente al bosque nativo que fue de 199.392 ha (93,3 %) para el año 1987, mientras que para el año 2018 disminuyó a 184.786 ha (86,4 %). No obstante, se evidenció una pérdida significativa de 14.606 ha (6,9%) de bosque nativo, con una tasa de deforestación anual del 471,15 ha (0,24 %). En la zona de estudio las actividades antropogénicas muestran cambios significativos de 1.948 ha (0,9 %) en áreas antrópicas y para las áreas agropecuarias 11.805 ha (5,6 %), durante los últimos 31 años.

Análisis de deforestación

En el periodo 1987-2018 se perdieron 14 606 ha (7,3 %) de bosque nativo dentro sector El Edén, lo que representa una tasa de deforestación de -0,2% que corresponde a una pérdida de 471,2 ha/año. En el AP el bosque nativo representó una extensión de 41.598 ha en 1987 y hubo una ligera disminución de 183 ha hasta el año 2018. La mayor pérdida de bosque nativo fue encontrada en la ANP con 465,3 ha/año de deforestación, disminuyendo sustancialmente una extensión de 157.790 ha en 1987 a 143.371 ha hasta el 2018. La pérdida de bosque nativo ocurre principalmente por actividades antropogénicas debido más a las áreas agropecuarias que son utilizadas mayormente para uso comercial. Un estudio similar corrobora la región amazónica ecuatoriana con una superficie boscosa original estimada fue de 96.073 km² y la deforestación acumulada hasta 2000 es de (9.020 km²), mientras que para el año 2000-2005 fue de (1.054 km²), seguido del periodo 2005-2010 de (1.090 km²) y finalmente en el periodo 2010-2015 la deforestación fue de (957 km²). Estos análisis permiten obtener una visión más acertada del proceso de pérdida de bosque ocurrido en el país entre 2000 y 2015, entre Bosques Protectores a uso directo e indirecto (RAISG, 2017). Esto quiere decir que las AP no tienen cambios significativos, referente a las ANP por lo que en estas áreas el grado de conservación es deficiente, es decir, aún se sigue deforestando y la mayoría de la cobertura vegetal es utilizada por actividades antropogénicas.

Patrones de fragmentación

Referente a los patrones de fragmentación según Bedoya (2013), demostró que en la amazonía ecuatoriana, el índice del fragmento más grande (LPI) mostró una tendencia descendente. En 1990, el LPI fue de 79,59%, 52,39 % en el 2000 y 50 % en el año 2008. Esto pone de manifiesto una reducción en la dominancia del “Bosques”, que se manifestó en un 27,19 % entre 1990 y el año 2000 y el 2,39 % entre al año 2000 y 2008. En relación al número de fragmentos (NP), la tendencia fue inversa a la dominancia. La categoría “Bosques”, presentó 4.147 parches en 1990; 6.149 fragmentos para el año 2000 y 6.581 fragmentos en el año 2008. Los resultados obtenidos en el presente estudio son muy bajos respecto a la amazonía ecuatoriana con el sector El Edén se observaron cambios considerables en la distribución del tamaño de los parches de la cobertura vegetal durante

el periodo 1987-2018. En el ANP, el índice del parche más grande para el año de 1987 muestra valores de (59,7 %), se evidencia una disminución del área de bosque nativo con respecto al año 2018 (45,1 %); por el contrario, para las AP, los tamaños de los parches se mantienen con un porcentaje de (66,7 %).

Los efectos de borde cercanos podrían ayudar a explicar por qué los fragmentos forestales pequeños (<10 ha) a menudo están severamente alterados por la fragmentación del bosque; en otras palabras, los fenómenos de borde son diversos a causa de que los parches de bosques que tienen formas alargadas y bordes boscosos (Saura & Carballal, 2004). En el sector el Edén, para el año 1987 el número de parches de bosque en el área no protegida, es de 525 parches mientras que para el 2018 incremento a 1.037 parches, no obstante, al aumentar el número de parches también aumenta la longitud de borde (McGarigal & Marks, 1994); esto debido a la interacción entre coberturas naturales y antrópicas o agropecuarias, por lo tanto, el borde para el año 1987 en las áreas no protegidas fue de 7,3 m/ha, mientras que para el 2018 se evidenció un incremento de borde a 10,8 m/ha; por el contrario, en las áreas protegidas para 1987 hubo 133 parches, que se evidencia una disminución con respecto al 2018 de 34 parches; mientras que, para las áreas protegidas, no se presentan valores significativos de densidad de borde. En vista de que, un caso similar ocurre en Galicia el efecto combinado (número de parches y longitud de borde), es debido, a la acción humana y otros componentes topográficos e hidrológicos, dado que, en estas zonas, la forma de los bosques se manifiesta al esfuerzo acumulado de la humedad del suelo, la altitud, la pendiente, los patrones de drenaje, etc., (Saura & Carballal, 2004).

Así mismo, sucede para las ANP, el índice de forma presenta una disminución en sus valores en el año 2018 (1,35) con respecto al año 1986 (1,25); de tal manera sucede en la AP, para el año 1987 (1,54) se evidencia una disminución con respecto al año 2018 (1,35). Es decir, las dos zonas demuestran áreas irregulares en razón que presentan valores mayores a 1 (Mcgarigal, 2015).

Estos resultados se ratifican con lo propuesto por (Cushman *et al.*, 2008) se basó en la investigación de diversos estudios sobre métricas del paisaje que expresaran en mejor forma la distribución espacial de paisajes históricos, y además fueran representativas con

respecto a la estructura del paisaje como son: la calidad de parche, el borde del parche, el contexto del parche en el paisaje y la conectividad del parche.

Diferentes estudios realizados en diversos ecosistemas demuestran que la fragmentación y deforestación altera un conjunto de variables relacionadas con la estructura del bosque; asimismo, el tamaño de los fragmentos se relaciona significativamente con la composición de especies y la estructura de comunidades

Implicaciones a la conservación

Las áreas protegidas (AP) y el Programa Socio Bosque (PSB) son políticas de conservación que piden conservar la biodiversidad y forman parte de los esfuerzos para atenuar las emisiones de carbono procedentes de la deforestación. No obstante, este programa es efectivo para evitar la deforestación en los bosques tropicales amazónicos. A pesar de que, las amenazas que sufre este ecosistema hace que muchas de estas políticas de conservación estén en riesgo y se fragmente la frágil ranura entre protección y deforestación (Cuenca, Robalino, Arriagada, & Echeverría, 2018).

Los bosques tropicales son los ecosistemas con mayor biodiversidad en la tierra (Laurance *et al.*, 2012). La creciente preocupación acerca de los impactos por actividades antropogénicas sobre los bosques tropicales y los servicios ecosistémicos ha dado lugar a aumentar el número y expansión de áreas protegidas (Jenkins & Joppa, 2010), para proteger la diversidad de los ecosistemas y reducir la pérdida de los bosques (Laurance *et al.*, 2012).

En el Ecuador, la exuberancia de forma de vida es índice de la presencia de una asombrosa variedad de ecosistemas, y del enorme potencial para forjar bienes, servicios e ingresos económicos para el gobierno y prosperidad de la población, a partir del uso razonado del recurso natural. Por lo tanto, las áreas protegidas de la región amazónica son uno de los mayores capitales que cuenta el país. Es por eso, el creciente interés de la diversidad biológica en el desarrollo, y el reconocimiento de su importancia económica, ecológica y estética, por ende, han impulsado al estado y a la sociedad tomar acciones para solucionar los problemas ambientales, y de esta manera conservar los bosques tropicales (Vázquez, Miguel; Ulloa, 1997). Diversos estudios realizados a nivel global se

ha demostrado que las áreas protegidas (AP) tienden a reducir las actividades antropogénicas del uso del suelo y ayudan a la conservación de la diversidad (Andam, Ferraro, Pfaff, Sanchez-Azofeifa, & Robalino, 2008). No obstante, de los beneficios que tiene las áreas protegidas (Parque Nacional Yasuní y la Reserva El Cuyabeno), la zona circundante del sector el Edén son afectadas, por la expansión agrícola, asentamientos humanos e infraestructura provocando fragmentación y disminución de bosques, que a largo plazo provocará aislamiento de las áreas protegidas.

6. CONCLUSIONES

- Concretamente se ha propuesto un enfoque metodológico que considera: la detección e interpretación coherente del cambio basado en un análisis satelital con ayuda de sistemas de información geográfica; el análisis de los procesos de cambio (particularmente desforestación); y por último se realizó la interpretación de la posible relación de la desforestación con variables vegetativas.
- A lo largo de los 31 años que comprendió el estudio, la agricultura continúa predominando el paisaje del sector, que acorde con los resultados de este estudio para 1987 abarcaba una extensión de 199 392 ha (93,3%), mientras que para el año 2018 disminuyó a 184 786 ha (86,4%), ya que al reducirse áreas que durante siglos han sido tradicionalmente agrícolas se infiere que la sociedad está sufriendo un proceso de transformación modificando sus usos y costumbres.
- Con respecto al número de parches en el área protegida fue de 99 parches, mientras que para el área no protegida fue de 512 parches, no obstante, la densidad de borde aumenta debido a los parches transcurridos en los últimos 31 años, en otras palabras, cada vez que el número de parches aumenta la densidad de borde aumentó y viceversa.

7. RECOMENDACIONES

- Se sugiere la implementación de estrategias para la planificación de la conservación en el sector El Edén que involucren: restauración de ecosistemas degradados, conectividad de fragmentos boscosos e implementación de nuevas áreas protegidas.
- Se debe realizar estudios que analicen y evalúen el estado de las áreas protegidas y las zonas de amortiguamiento distinto a la deforestación, degradación y fragmentación de los bosques, lo cual se debe estudiar en profundo los hábitats de flora y fauna para una mejor conservación de los ecosistemas.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Altamirano, A., Echeverría, C., & Lara, A. (2007). Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(1), 27–42. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000100003>
- Andam, K. S., Ferraro, P. J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Robalino, J. A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(42), 16089–16094. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>
- Ariza, A. (2013). *Productos LDCM-Landsat 8*. Bogotá, Colombia. Retrieved from <http://www.un-spider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf>
- Ariza, A., & Ramirez, M. (2013). Desarrollo de un modelo de corrección de imágenes de satélite para inundaciones: (CAIN-Corrección Atmosférica e Índices de Inundación). *Instituto Geográfico Agustín Codazzi*, 10. Retrieved from <http://www.un-spider.org/>
- Armenteras, D., & Vargas, O. (2016). Landscape patterns and restoration scenarios: Bridging scales | Patrones del paisaje y escenarios de restauración: Acercando escalas. *Acta Biologica Colombiana*, 21, 229–239. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1sup.50848>
- Bedoya, S. (2013). *Transiciones sistemáticas y patrones de fragmentación en el alto amazonas, Ecuador 1990-2008*. Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.educacionsuperior.gob.ec/handle/28000/513>

- Bedoya, S., Ulloa, M., Vanwalleghem, T., & Machuca, M. (2017). Effects of Land Use Change on Soil Quality Indicators in Forest Landscapes of the Western Amazon. *Soil Science*, 182(4), 128–136. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000203>
- Botero, U. (2015). El cambio climático y sus efectos en la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 51(3), 331–337.
- Bringezu, S., Schütz, H., Pengue, W., Brien, M. O., Garcia, F., Sims, R., ... Herrick, J. (2014). *Assessing Global Land Use : Balancing Consumption With Sustainable supply*. Germanay: Co-Chairs, International Resource Panel.
- Carrillo, L., Estrada, S., Peña, L., & Flores, E. (2013). Evaluación espacio-temporal del impacto del crecimiento urbano sobre la cobertura vegetal en la región fronteriza Nogales, México y Arizona, Estados Unidos, durante el periodo 1995-2010. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 17. Recuperado de <https://www.itson.mx/publicaciones/rln/Documentos/v9-n1-16-evaluacion-espacio-temporal-del-impacto-del-crecimiento-urbano-sobre-la-cobertura-vegetal-en-la-region-fronteriza.pdf>
- Chuvieco, E. (1990). *Fundamentos de la Teledetección Espacial* (Primera). Madrid: RIALP. Recuperado de <https://es.scribd.com/doc/55587962/libro-fundamentos-de-teledeteccion-emilio-chuvieco>.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental. La observación de la tierra en el espacio* (Tercera ed). España.
- Chuvieco, E. (2017). *Fundamentals of satellite remote sensing*. (L. Taylor & Francis Group, Ed.), *Satellite remote sensing of air quality: data, tools, and applications* (CRC Press). London.
- Claudio, D., Johnson, J., & Suárez, C. (2017). *State of the Amazon: Deforestation trends* (wwf Living). Colombia: Amazon Initiative and Latin America and Carriibbean.
- Cogliati, M. G. (2011). Temperatura de superficie en el valle del río neuquén utilizando imágenes Landsat, 11–26.
- Congalton, R., & Green, K. (2010). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data:*

- Principles and Practices. The Photogrammetric Record* (Segunda, Vol. 25). London: CRC Press. https://doi.org/10.1111/j.1477-9730.2010.00574_2.x
- Coomes, O. T., Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., ... Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change : Moving beyond the myths The causes of land-use and land-cover change : moving beyond the myths Helle Sk a. *Global Environmental Change*, *11*(December), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Cuenca, P., Robalino, J., Arriagada, R., & Echeverría, C. (2018). Are government incentives effective for avoided deforestation in the tropical Andean forest? *PLoS ONE*, *13*(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203545>
- Cushman, S. A., McGarigal, K., & Neel, M. C. (2008). Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, *8*(5), 691–703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.12.002>
- Debinski, D. M., & Holt, R. D. (2000). A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments, *14*(2), 342–355.
- Eastman, R. (2003). *IDRISI Kilimanjaro Guide to GIS and Image Processing*. Estados Unidos . Recuperado de [https://www.mtholyoke.edu/courses/tmillet/course/geog307/files/Kilimanjaro Manual.pdf](https://www.mtholyoke.edu/courses/tmillet/course/geog307/files/Kilimanjaro%20Manual.pdf)
- Eastman, R. (2016). *TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System*. USA. Recuperado de www.clarklabs.org clarklabs@clarku.edu
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., María, J., Benayas, R., & Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00311.x>
- ERDAS. (1999). *ERDAS Field Guide* (quinta). Atlanta. Recuperado de https://eclass.uoa.gr/modules/document/file.php/GEOL130/ERDAS_FieldGuide.pdf
- FAO. (2016). *El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura:*

desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma.

- Fearbside, P. (2005). Deforestación en la Amazonía Brasileña: Historia, Tasas y Consecuencias. *Conservation Biology*, 19(3), 680–688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>
- Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., DeFries, R., Gibbs, H. K., ... Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 25–32. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2)
- GADMFO. (2014). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Municipal de Francisco de Orellana 2014-2019*. Ecuador, Orellana. Recuperado de http://www.orellana.gob.ec/images/pdf2018/8PDYOT_2014-2019_ls.pdf
- Galindo-Alcántara, A., & Rullán, S. (2011). Clasificación no supervisada de la cobertura de suelo de la región Sierra de Tabasco mediante imágenes Landsat ETM+. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 27(1), 33–41.
- Garramuño, A. (2006). Redalyc. Perspectivas de la ecología del paisaje en entomología aplicada.
- Gurrutxaga, M., & Valencia, P. (2012). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos. Revista de Geografía*, 16(16), 35. <https://doi.org/10.18002/pol.v0i16.410>
- Jenkins, C. N., & Joppa, L. (2010). Considering protected area category in conservation analyses. *Biological Conservation*, 143(1), 7–8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.019>
- Keating, P. L. (1998). Effects of anthropogenic disturbances on paramo vegetation in podocarpus national park, Ecuador. *Physical Geography*, 19(3), 221–238. <https://doi.org/10.1080/02723646.1998.10642648>
- Kolb, M., Houet, T., Paegelow, M., Kolb, M., Houet, T., Paegelow, M., ... Del, U. S. O. (2010). Una comparación de diferentes enfoques de modelación de cambios de cobertura / uso del suelo Camacho Olmedo. *Hal Archives - Ouverts. Fr.*

<https://doi.org/halshs-01063482>

- Lambin, E. F., Geist, H. J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of Land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Laurance, W. F., Carolina Useche, D., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J. A., Sloan, S. P., ... Zamzani, F. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489(7415), 290–293. <https://doi.org/10.1038/nature11318>
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., & Chipman, J. W. (2015). *Remote sensing and image interpretation* (Séptima).
- Liu, J., & Taylor, W. W. (2002). Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management. *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*, (January 2014). <https://doi.org/10.1017/cbo9780511613654>
- Llopis, J. (2010). *Sistemas de información geográfica aplicados a la gestión del territorio* (4a edition). San Vicente .
- López, V., Espíndola, F., Calles, J., & Ulloa, J. (2013). *Atlas “Amazonía Ecuatoriana Bajo Presión.”* Quito-Ecuador.
- MAE. (2011). *Plan de Manejo del Parque Nacional Yasuní*. Quito,Ecuador. Retrieved from <http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/242256/45+PLAN+DE+MANEJO+YA+SUNI.pdf>
- MAE. (2016). *Áreas protegidas del Ecuador socio estratégico para el desarrollo*. Ecuador. Recuperado de <http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/346525/Areas+Protegidas+del+Ecuador.pdf/390b099f-6f57-4d38-bf17-cea3a138caf5>
- MAE. (2017). Deforestación del Ecuador Continental Periodo 2014-2016. *Ministerio Del Ambiente*, 38.
- MAE & FAO. (2014). *Resultados de la Evaluación Nacional Forestal*. Ecuador-Quito. Recuperado de suia.ambiente.gob.ec

- Martínez del Castillo, E. (2015). *Análisis multitemporal de la cubierta forestal del Parque Natural del Moncayo mediante teledetección e índices de ecología del paisaje*. (Universidad de Zaragoza, Ed.). España : Departamento de Geografía y Ordenación del territorio, Universidad de Zaragoza.
- Martínez, J., & Curtis, M. (2002). Soil classification in arid lands with thematic mapper data. *Terra Latinoamericana*, 1–12. <https://doi.org/NM 88003>
- Mas, J., Gao, Y., & Pacheco, J. (2010). Sensitivity of landscape pattern metrics to classification approaches. *Forest Ecology and Management*, 259(7), 1215–1224. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.016>
- Mcgarigal, K. (2015). *FRAGSTATS HELP*. Massachusetts. Recuperado de <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- McGarigal, K., & Marks, B. (1994). Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure FRAGSTATS. *Forest Science*, (503).
- Olaya, V. (2014). *Sistemas de Información Geográfica*. *The British Journal of Psychiatry* (Vol. 112). <https://doi.org/10.1192/bjp.112.483.211-a>
- Orellana, J. (2017). El aprovechamiento de los bienes comunes amazónicos. Impactos económicos, sociales y culturales de la creación y funcionamiento de áreas protegidas en dos paisajes amazónicos fronterizos. *REDPARQUES, WWF, FAO, UICN, ONU Medio Ambiente*, 1–52. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.12.es>
- Ortega, E., Rengel, D., & Hurtado, F. (2010). Coordinación Nacional de Derechos de la Naturaleza y Ambiente Yasuní, *II edición*, 1–22. Retrieved from www.dpe.gob.ec
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., & Urrutia, R. (2005). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015>
- PDOT. (2015a). Actualización Del Plan De Desarrollo Y Ordenamiento Territorial Paroquial

- Rural Pañacocha. *Quito*, 99.
- PDOT. (2015b). Plan de desarrollo y ordenamiento territorial parroquia el eden 2015 - 2019.
- PDOT. (2015c). Plan De Desarrollo Y Ordenamiento Territorial San Roque. *Sucumbíos - Ecuador*. Retrieved from www.gadpsanroque.gob.ec
- Pérez Gutiérrez, C., & Muñoz Nieto, A. L. (2006). *Teledetección : nociones y aplicaciones* (3a. ed.). Universidad de Salamanca.
- Polanco, J. (2011). Teledetección de la vegetación del páramo de Belmira con imágenes landsat. *Redalyc.Org*, 12. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/496/49623207029.pdf>
- Pontius, R. G., Shusas, E., & Mceachern, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 251–268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>
- RAISG. (2015). Deforestación en la Amazonía (1970-2013), 36–45. Retrieved from (www.raisg.socioambiental.org)
- RAISG. (2017). Mapa Amazonía 2016 - Áreas Protegidas y Territorios Indígenas (deforestación 2000-2015). *Ecociencia*. Retrieved from https://www.amazoniasocioambiental.org/wp-content/uploads/2017/04/AMAZONIA2016_espanol_18maio.pdf
- Rivero, P., Contreras, C., Galindo, M., Torrico, J., & Vos, V. (2013). *Cambios de Uso del Suelo, y Proyectos Forestales MDL y REDD en Riberalta, Amazonía Boliviana*. Bolivia. Recuperado de www.ibepa.org
- Rodríguez, E., Gutiérrez, F., & Guerra, V. (2008). Identificación de áreas erosionadas por medio de imágenes landsat ETM+, en Tlaxco y Terrenate, Tlaxcala, México. *Terra Latinoamericana*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/ISSN 2395-8030>.
- Santana Rodriguez, L. M. (2016). Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio. *Entorno Geográfico*, 3(3), 298–314.

<https://doi.org/10.25100/eg.v0i3.3579>

- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat.pdf. *Ecosistemas*, 15(2), 3–12. [https://doi.org/10.1016/0167-4889\(86\)90154-0](https://doi.org/10.1016/0167-4889(86)90154-0)
- Saura, S., & Carballal, P. (2004). Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: An analysis in the landscapes of Galicia, Spain. *Landscape Ecology*, 19(6), 647–662. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000042905.97437.78>
- Sendra, J. (2009). Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Journal of Geographical Sciences*, 16(2), 234–244. <https://doi.org/10.1007/s11442-007-0234-3>
- Sierra, R. (2013). Patrones y Factores de Deforestación en el Ecuador Continental, 1990-2010. Y un Acercamiento a los Proximos 10 Años. *Conservacionn Internacional Ecuador y Forest Trends*, 57. [https://doi.org/71/1/3 \[pii\]\n10.1158/0008-5472.CAN-10-2483](https://doi.org/71/1/3 [pii]\n10.1158/0008-5472.CAN-10-2483)
- Tapia, M., Homeier, J., Espinosa, C., & Leuschner, C. (2015). Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a Hotspot of Biodiversity. *Instituto de Pesquisas Ecológicas*, 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701\r10.5061/dryad>
- Thies, B., Meyer, H., Nauss, T., & Bendix, J. (2012). Projecting land-use and land-cover changes in a tropical mountain forest of Southern Ecuador. *Journal of Land Use Science*, 9(1), 1–33. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2012.718378>
- Turner, M. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833–2849. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>
- Vázquez, Miguel; Ulloa, R. (1997). *Estrategia para la Conservación de la Diversidad Biológica en el Sector Forestal del Ecuador*. Ecuador.

9. ANEXOS

Anexo I. Matriz de transición de cambio de cobertura y uso de suelo

1987	2018					Total	Pérdida	Ganancia	Cambio neto
	Bosque	Cuerpo hídrico	Área Antrópica	Área Agropecuaria	Área sin cobertura vegetal				
Bosque	183,537.34	1,056.60	1,401.28	13,339.87	56.99	199,392.08	-15,855.00	1,249.00	14,606.00
Cuerpo hídrico	440.96	4,075.00	4.61	97.36	689.56	5,307.48	-1,232.00	2,091.00	859.00
Área Antrópica	7.49	4.23	73.01	137.45	0.00	222.19	-149.00	2,098.00	1,949.00
Área Agropecuaria	732.20	349.40	691.99	5,975.62	37.94	7,787.14	-1,812.00	13,617.00	11,805.00
Área sin cobertura vegetal	68.38	681.14	0.09	42.59	297.32	1,089.52	-792.00	784.00	-8.00
Total	184,786.36	6,166.37	2,170.98	19,592.89	1,081.80	213,798.40			

