



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA

**FACULTAD AGROPECUARIA Y DE RECURSOS NATURALES
RENOVABLES**

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

**ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y
FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE
NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE
AMORTIGUAMIENTO, PARROQUIA CURARAY**

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

AUTORA:

Sandra Veronica Pambi Pambi

DIRECTOR:

Ing. Juan Maita Mg. Sc.

CODIRECTORA:

Jin Kyoung Noh Ph.D

LOJA - ECUADOR

2019

CERTIFICACIÓN DEL DIRECTOR

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

En calidad de director de tesis certifico que la señorita **Sandra Veronica Pambi Pambi**, 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 **ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE AMORTIGUAMIENTO, PARROQUIA CURARAY**, 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

Atentamente,



Programa de Investigación
Educativa

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

CERTIFICACIÓN DEL TRIBUNAL

En calidad de tribunal calificador de la tesis titulada **ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE AMORTIGUAMIENTO, PARROQUIA CURARAY**, de autoría de la señorita Sandra Verónica Pambi Pambi, egresada de la carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación del Medio Ambiente, certificamos que se han incorporado todas las sugerencias efectuadas por sus miembros.

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

Loja, 3 de septiembre de 2019

Atentamente,

Ing. Aníbal Eduardo González González, Mg. Sc.
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL



.....

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



.....

Blgo. Xavier Alejandro Rojas Ruilova, Mg. Sc.
VOCAL DEL TRIBUNAL



.....

AUTORÍA

Yo, Sandra Verónica Pambi Pambi, declaro ser autora de la presente tesis titulada **ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE AMORTIGUAMIENTO, PARROQUIA CURARAY**, 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.



.....
Sandra Verónica Pambi Pambi

1105771289

Loja, 3 de septiembre 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, **Sandra Verónica Pambi Pambi** declaro ser autora de la tesis titulada **ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE AMORTIGUAMIENTO, PARROQUIA CURARAY**, 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 su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Digital Institucional (RDI):

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 tres días del mes de septiembre de dos mil diecinueve, firma la autora.

Firma: 

Autora: Sandra Verónica Pambi Pambi

Número de cédula: 1105771289

Dirección: Loja, Ciudadela El Electricista

Correo electrónico: veronicapambi@gmail.com

Celular: 0979977013

DATOS COMPLEMENTARIOS

Director de tesis: Ing Juan Maita Mg. Sc.

Codirectora de tesis: Jin Kyoung Noh Ph.D.

Tribunal de grado: Ing. Anibal Eduardo González González, Mg. Sc.,

Ing. Santiago Rafael García Matailo Mg. Sc.,

Blgo. Xavier Alejandro Rojas Ruilova, Mg. Sc.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Loja y a la Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación de Medio Ambiente por los conocimientos brindados durante los cinco años de mi carrera universitaria.

A mi director de tesis Ing. Juan Maita. A Pablo Cuenca Ph.D. y a mi codirectora Jin Kyoung Noh Ph.D. de la universidad de IKIAM, por sus valiosos aportes y orientaciones que contribuyeron en el enriquecimiento y culminación del presente trabajo de investigación.

Finalmente, un profundo agradecimiento a mi familia, amigos y a todos mis seres queridos, quienes con su bondad, amistad y apoyo hicieron posible la culminación de esta meta; y a mi amiga Estefania por su valiosa amistad y por todos los momentos compartidos durante mi vida universitaria.

DEDICATORIA

El presente trabajo lo dedico a Dios por ser mi guía en esta travesía, por no dejarme rendir y brindarme siempre las fuerzas necesarias para continuar.

A mis padres y hermanos por su amor, paciencia y comprensión. En especial a mi querida madre “Paquita” por su apoyo incondicional en mi formación personal y profesional, y por ser mi fuente de motivación e inspiración.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1 Cambio de uso de suelo	3
2.2 Deforestación	4
2.3 Fragmentación	5
2.4 Ecología del paisaje	6
2.5 Métricas de patrones del paisaje	6
2.6 Teledetección y Sistemas de información geográfica (SIG)	7
2.7 Sensores remotos	8
2.7.1 Resolución de un sistema sensor.....	8
2.7.1.1 Resolución espacial.....	8
2.7.1.2 Resolución espectral.	8
2.7.1.3 Resolución radiométrica.	9
2.7.1.4 Resolución temporal.....	9
2.7.2 Satélites Landsat.....	9
2.7.2.1 Landsat 5.....	10
2.7.2.2 Landsat 8.....	10
2.8 Procesamiento de imágenes satelitales	11
2.8.1 Correcciones básicas de imágenes satelitales.....	11
2.8.1.1 Corrección geométrica.....	11
2.8.1.2 Corrección radiométrica.....	11
2.8.1.3 Corrección atmosférica.	12
2.9 Métodos de clasificación de imágenes satelitales.....	12
2.9.1 Clasificación supervisada.....	12
2.9.2 Clasificación no supervisada.....	13
3. METODOLOGÍA	14
3.1 Área de estudio	14
3.2 Base de datos	15
3.3 Métodos	16
3.3.1 Tratamiento de imágenes satelitales.....	17
3.3.1.1 Pre procesamiento de imágenes satelitales.	17
3.3.1.2 Clasificación de imágenes satelitales.	17

3.3.1.3	<i>Post procesamiento.</i>	18
3.3.2	Evaluación de la deforestación de los bosques nativos en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray.	20
3.3.2.1	<i>Análisis del cambio de cobertura y uso del suelo.</i>	20
3.3.2.2	<i>Análisis de deforestación.</i>	21
3.3.3	Identificación de los patrones de fragmentación en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray.	22
3.3.3.1	<i>Patrones espaciales de fragmentación forestal.</i>	22
4	RESULTADOS	25
4.1	Deforestación de los bosques nativos en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray	25
4.1.1	Cobertura y uso de suelo.	25
4.1.2	Cambios en la cobertura y uso de suelo.	28
4.1.3	Cambios en la cobertura forestal y deforestación.	30
4.2.	Patrones de fragmentación en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray	31
4.2.1	Patrones espaciales de fragmentación forestal.	31
5.	DISCUSIÓN	35
6.	CONCLUSIONES	41
7.	RECOMENDACIONES	42
8.	BIBLIOGRAFÍA	43
9.	ANEXOS	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio.....	15
Figura 2. Esquema de la metodología general.....	16
Figura 3. Mapa de cobertura y uso de suelo de la parroquia Curaray año 1986.....	26
Figura 4. Mapa de cobertura y uso de suelo de la parroquia Curaray año 2018.....	27
Figura 5. Ganancias y pérdidas de coberturas de uso de suelo en la parroquia Curaray entre 1986 y 2018.....	28
Figura 6. Cambio neto de coberturas de uso de suelo en la parroquia Curaray, entre 1986 y 2018.....	29
Figura 7. Contribución al cambio neto de bosque en la parroquia Curaray entre 1986 y 2018.	29
Figura 8. Área total de cobertura de bosque nativo en el AP entre 1986 y 2018.	30
Figura 9. Área total de cobertura de bosque nativo en el ANP, entre 1986 y 2018.	30
Figura 10. Área deforestada anualmente en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.....	31
Figura 11. Índice de forma media en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.	32
Figura 12. Número de parches en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.	33
Figura 13. Densidad de parches en el AP y en el ANP entre 1986 y 2018.	33
Figura 14. Densidad de borde en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.	34
Figura 15. Distancia euclidiana al vecino más cercano en el AP y en ANP entre 1986 y 2018.	34

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Imágenes Landsat utilizadas para el presente estudio.....	16
Tabla 2. Clases de cobertura y uso del suelo utilizadas para el presente estudio.	188
Tabla 3. Descripción de métricas espaciales utilizadas en el presente estudio.....	233
Tabla 4. Métricas espaciales de 1986 y 2018 en el AP y en el ANP.	322

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Matriz de error del año 1986.....	52
Anexo 2. Matriz de error del año 2018.....	52
Anexo 3. Matriz de transición de cambio de cobertura y uso de suelo	53

**ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y
FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE
NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE AMORTIGUAMIENTO,
PARROQUIA CURARAY**

RESUMEN

En el presente estudio se analizó la pérdida y fragmentación del bosque nativo entre 1986-2018 en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray de la provincia de Pastaza. Se generó mapas de cobertura y uso de suelo mediante la clasificación supervisada de imágenes satelitales Landsat 5 TM y 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; además, se elaboró una matriz de cambio de uso de suelo y se calculó la tasa de deforestación del área protegida (AP) y del área no protegida (ANP). Posteriormente, se calculó las métricas espaciales a nivel de clase: índice de forma media, número de parches, densidad de parches, densidad de borde y distancia euclidiana al vecino más cercano, mediante el software Fragstat 4.2 para determinar los patrones de fragmentación en el AP y el ANP. Los resultados indicaron que en la parroquia Curaray, el bosque nativo disminuyó 0,66% (5 486 ha) en los últimos 32 años, esta disminución a causa de la expansión de áreas agropecuarias y zonas antrópicas. Se mostró diferencia en el cambio de la cobertura forestal del AP y el ANP; la tasa de deforestación en el AP fue de -0,001% (4,4 ha/año), mientras que en el ANP fue de -0,04% (172 ha/año). Con respecto a las métricas espaciales se evidenció una tendencia similar en las dos zonas analizadas, siendo más significativa en el ANP ya que presentó una fuerte tendencia hacia la fragmentación forestal, debido al aumento en la densidad de parches, número de parches y densidad de borde, además un ligero incremento en el aislamiento de parches. En conclusión, el mayor cambio de bosque nativo y fragmentación se observó en el ANP, donde existió mayor intervención antrópica; sin embargo, el continuo aumento de deforestación y fragmentación en los paisajes circundantes no protegidos ponen en riesgo la conservación de los bosques nativos de las AP y conducen al aumento y aislamiento de los parches de bosque.

Palabras clave: bosque nativo, cambio de uso de suelo, deforestación, fragmentación, métricas espaciales.

ABSTRACT

The following research work analyzes the loss and fragmentation of the native forest between 1986–2018 in the Yasuni National Park and its buffer zone, Curaray parish in Pastaza Province. To reach our goal it was necessary to generate different coverage maps and land use through the supervised classification of Landsat 5 TM and 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; additionally a matrix was developed made based on the change and land use in order to determine the deforestation rate of the protected area (PA) and the unprotected area (NPA). Subsequently, the spatial metrics at class level were calculated: average shape index, number of patches, patch density, edge density and euclidean distance to the nearest neighbor, using the Fragstat 4.2 software to determine the fragmentation patterns in the AP and the NPA. The results indicated that the native forest decreased 0,66% (5.486 ha) in the last 32 years, this decrease comes from the expansion of agricultural and anthropic areas. The results also showed some differences in the change in forest cover of the protected area and the unprotected area; the deforestation rate in the PA was -0.001% (4.4 ha per year), while in the NPA was -0.04% (172 ha per year). On the other hand, spatial metrics showed a similar trend in the two areas analyzed, the unprotected area presented a strong tendency towards fragmentation, due to the increase in patch density, number of patches and edge density, also a slight increase in patch insulation. In conclusion, the greatest change in native forest and fragmentation was observed in the unprotected area, where a greater anthropic intervention exists. However, the results presented a continued increase in deforestation and fragmentation in the surrounding of unprotected landscapes jeopardize the conservation of the forest of the native protected areas which leads to the increase and isolation of forest patches.

Keywords: native forest, land use change, deforestation, fragmentation, spatial metrics.

1. INTRODUCCIÓN

La importancia de los ecosistemas naturales radica en los múltiples servicios que ofrecen al ser humano (Bulte, Hector y Larigauderie, 2005) y su alteración se origina principalmente por factores demográficos y económicos, asociados a procesos de deforestación, considerados como los principales impulsores del cambio de cobertura vegetal y uso del suelo a nivel global (FAO, 2016b; WWF, 2018).

Además, la fragmentación es un proceso considerado como uno de los factores más amenazantes para la conservación de la biodiversidad (WWF, 2018), causado por la transformación de los ecosistemas y los cambios en la estructura, composición y función del paisaje (Batistella, Robeson y Moran, 2013). Por consiguiente, dentro de los impactos negativos generados por la fragmentación y deforestación se encuentran: la afectación a la biodiversidad debido a la extinción de especies, pérdida de hábitats naturales y cambios en la distribución y abundancia de especies; alteración en la provisión de servicios ecosistémicos, microclima forestal e hidrología (Leadley *et al.*, 2010; WWF, 2018); y en general la degradación de las funciones ecológicas de los ecosistemas.

En este ámbito, es importante destacar que la superficie forestal mundial ha experimentado una disminución de 129 millones de hectáreas en el período de 1990-2015 (FAO, 2016a). En el caso de América Latina, la conversión de ecosistemas naturales provocada por la deforestación también resulta alarmante, la cual representa alrededor de 600 millones de hectáreas (Armenteras, González, Retana y Espelta, 2016; FAO, 2017). En Ecuador, se estima que entre 1990 y 2016 se han perdido cerca de 2 millones de hectáreas de bosque natural (MAE, 2017). Aunque en el país la deforestación sigue distintos patrones según las regiones o áreas, en función de la intensificación del uso de suelo, las condiciones biofísicas y la reestructuración del empleo rural, la principal causa es la expansión agropecuaria (MAE, 2016; Sierra, 2013). Sin embargo, en el país se han implementado varias políticas e instrumentos de conservación que buscan mitigar la deforestación y la degradación forestal, tales como el establecimiento de Áreas Protegidas (Van Der Hoek, 2017) que abarcan aproximadamente el 20% del territorio nacional (MAE, 2014) y el programa de pagos por servicios ecosistémicos denominado Programa Socio Bosque (SBP) (MAE, 2015b), entre otros.

La Región Amazónica Ecuatoriana (RAE) representa el 30% del territorio nacional (MAE, 2012) y es un área de gran complejidad socio-ambiental y de importancia global. A pesar de su importancia ecológica como una de las principales fuentes de agua dulce y

biodiversidad, la explotación de sus recursos ha provocado un alto nivel de alteración y pérdida de su cobertura vegetal (López, Espíndola, Calles y Janette, 2013; PNUD, 2016). Estudios previos señalan que los bosques nativos en la RAE han sido afectados y fragmentados principalmente por la expansión agropecuaria (Sierra, 2013; Alvarado, 2014; Jaramillo y Antunes, 2018). Datos recientes muestran una tendencia de la rápida deforestación en esta región, alcanzando más de 27 000 ha/año de deforestación entre 2014 y 2016 (MAE, 2017).

El Parque Nacional Yasuní (PNY) no es la excepción; a pesar de ser reconocido por sus altos niveles de biodiversidad y endemismo, se está transformando rápidamente debido al avance de la apertura de carreteras para actividades de perforación petrolera y tala ilegal (Bass *et al.*, 2010; Narvaez, De Marchi, Pappalardo, 2013; Loaiza *et al.*, 2017). La parroquia Curaray abarca el 42,57% del territorio del PNY y actualmente enfrenta serios problemas de degradación de sus recursos, ocasionados principalmente por actividades antrópicas como la tala indiscriminada de los bosques (PDOT, 2015). Aunque existen varios estudios sobre el cambio de los bosques naturales en el PNY, la mayoría abarcan periodos desde los años 90, por ello se rescata la importancia de analizar la deforestación y fragmentación dentro y fuera del PNY, para lograr una mejor comprensión de la dinámica de la cobertura forestal en paisajes protegidos y circundantes.

Por lo tanto, el presente estudio pretende generar una reconstrucción histórica de cobertura y uso de suelo para cuantificar la deforestación y fragmentación forestal a nivel de paisaje en el PNY y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray, a mayor escala temporal. Asimismo, con este estudio se espera contribuir con información para futuras investigaciones orientadas al ordenamiento territorial, así como para el mejoramiento de políticas, y estrategias de conservación de los recursos forestales de esta zona de importancia ecológica.

Objetivo General

- Determinar el cambio de cobertura vegetal y la fragmentación de los bosques nativos en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray, mediante técnicas de Teledetección y Sistemas de Información Geográfica.

Objetivos específicos

- Evaluar la deforestación de los bosques nativos en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray.
- Identificar patrones de fragmentación en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray.

2. MARCO TEÓRICO

En este capítulo se describen los principales conceptos utilizados en el desarrollo de la presente investigación.

2.1 Cambio de uso de suelo

El uso de suelo comprende todos los elementos que se encuentran sobre la superficie terrestre, naturales o creados por el hombre; determinar su uso e identificar sus principales coberturas vegetales, permite establecer los grados de intervención del hombre en ecosistemas de interés, su estado de conservación e identificar principales conflictos socio ambientales existentes (Barchuk, 2013). Los cambios en la intensidad y los patrones de uso del suelo constituyen uno de los principales impulsores del cambio de la diversidad biológica y pueden llevar a la pérdida de importantes servicios ecosistémicos (Rodríguez, Pabón, Bernal, Martínez, 2010). Las presiones humanas sobre el suelo están llegando a límites críticos, ocasionando su degradación, y en consecuencia se reduce la capacidad de este recurso para satisfacer tanto la biodiversidad como las necesidades humanas (WWF, 2018).

En términos de recursos naturales, América Latina es una de las regiones más ricas del mundo; con sólo un 8% de la población mundial, tiene el 23% de las tierras potencialmente cultivables del mundo, 12% de la tierra actualmente cultivada y el 46% de los bosques tropicales del mundo. Sin embargo, la conversión agrícola de los ecosistemas naturales en América Latina representa algo más de 600 millones de hectáreas de agro-ecosistemas y las principales amenazas del suelo están relacionadas a las características naturales de la fisiografía, el tipo de cubierta vegetal, y a las características culturales y humanas tales como las malas prácticas agrícolas (FAO, 2016b).

En Ecuador, entre los años 50 y finales de los 90, se produjo un cambio en la expansión de la frontera agrícola y del uso del suelo, que consistió en la especialización de la producción y la conservación de formas de producción diversificadas. Por tanto, se considera que los principales factores para el cambio de uso del suelo en el país son: el avance de la frontera agrícola y ganadera, el aumento de áreas urbanas sin planificación, las actividades extractivistas y la deforestación (MAE, 2015a). Asimismo Sierra (2013) menciona que el incremento de la tierra agropecuaria es el principal factor para el cambio de uso de suelo en el país y se evidencia que durante el periodo 1990-2010 la productividad agropecuaria creció de una forma continua.

2.2 Deforestación

La deforestación es el cambio, la degradación o la completa eliminación de los bosques, y es considerada como una actividad humana tan antigua como la civilización misma; pero, más que la tala de árboles, es un proceso emergente resultado de un conjunto de interacciones entre factores ecológicos, sociales, económicos y culturales a varios niveles o escalas (Mena, 2010).

A nivel mundial la superficie forestal ha experimentado una disminución de 129 millones de hectáreas (3,1%) en el período comprendido entre 1990-2015, y actualmente se encuentra por debajo de los 4 000 millones de hectáreas, siendo la deforestación el principal motivo; y la mayor parte de esta pérdida de bosques se produjo en América del Sur. Se estima que, en las zonas tropicales y subtropicales, la agricultura comercial a gran escala es responsable del 40% de la deforestación; la agricultura de subsistencia local, del 33%; y la expansión urbana, la infraestructura y la minería, del 27% (FAO, 2016a).

Ecuador refleja una importante disminución de bosques nativos, la misma que se evidencia con mayor fuerza entre el periodo 1990–2000. A partir del año 2000 los bosques nativos disminuyeron en menor proporción, en 1990 se evidenció una superficie de 14 millones, mientras que para el año 2016 la superficie decae a 12 millones de hectáreas. Mientras que durante el período 2004-2016, la deforestación neta anual promedio fue de 61 112 ha/año con una tasa anual de -0,48% (MAE, 2017) y la principal causa corresponde a la expansión de áreas agropecuarias (MAE, 2015a; Sierra, 2013).

Sierra (2013) estableció cuatro factores que han sustentado la tendencia a largo plazo de la deforestación en el Ecuador: 1) la creciente concentración y la rápida caída de las tasas de crecimiento de la población rural, 2) la intensificación y diversificación de los sistemas productivos rurales, 3) las mejoras en accesibilidad en casi todos los sectores rurales, y 4) la consolidación de derechos de propiedad de las áreas forestales remanentes más importantes.

Cabe señalar que la deforestación y la fragmentación son componentes principales del cambio global, ya que ambos están contribuyendo a la rápida pérdida de la cobertura de bosque tropical, con implicaciones importantes en el funcionamiento del ecosistema y la conservación de la biodiversidad (Tapia, Homeier, Espinoza, Leuschner, de la Cruz, 2015).

2.3 Fragmentación

La fragmentación es el proceso en el que una matriz de paisaje se subdivide progresivamente en parches más pequeños y más aislados, principalmente como resultado de las actividades de uso del suelo humano (Batistella *et al.*, 2013); genera la pérdida de la continuidad del ecosistema, que a su vez causa grandes cambios en el entorno físico y biogeográfico alterando significativamente su funcionamiento (Barbosa y Marquet, 2002). Se puede dar a nivel de ecosistemas, paisajes, en parcelas, mosaicos o teselas; y las causas más comunes son la agricultura insostenible, la tala de bosques, el incremento del transporte, el aumento del desarrollo residencial o comercial, la producción de energía y la minería (WWF, 2018).

Constituye una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos; además tiene enormes implicaciones para la estructura y calidad del hábitat, la recolonización de los bosques, la interrupción de los corredores para la dispersión de la vida silvestre, microclima forestal e hidrología (WWF, 2018).

Haddad *et al.* (2015) estimaron que, en el 70% de la masa forestal mundial se puede encontrar un borde forestal a una distancia media de menos de 1 km, sujeto a los efectos degradantes de la fragmentación; además señalan que la fragmentación reduce la biodiversidad en un 13 a 75% y altera las funciones clave del ecosistema, al disminuir la biomasa y alterar los ciclos de los nutrientes; siendo los efectos mayores en los fragmentos más pequeños y más aislados, y se magnifican con el paso del tiempo.

En Ecuador la fragmentación de los bosques está en aumento, con efectos perjudiciales, sumados a los que se derivan de la deforestación (Tapia *et al.*, 2015). Es una de las principales amenazas a los ecosistemas forestales tropicales y se produce generalmente por el cambio en el uso del suelo, que conducen a una reducción de la superficie forestal, división de los bosques en parches o fragmentos y la subsiguiente pérdida de hábitat (Arroyo *et al.*, 2017; Armenteras, González, Retana y Espelta, 2016).

En este contexto, cabe mencionar que en los últimos años la ecología del paisaje, la ecología de la restauración y el manejo de ecosistemas han tomado fuerza con nuevas aproximaciones para la mitigación de los impactos generados por la pérdida de hábitats y la fragmentación (Armenteras y Vargas, 2016).

2.4 Ecología del paisaje

La ecología del paisaje se caracteriza por estudiar el territorio, a diferentes escalas espaciales, de forma integrada y con un enfoque sistémico, de tal forma que ofrece una comprensión básica del funcionamiento ecológico de poblaciones y comunidades en entornos tanto naturales como derivados (San Vicente y Valencia, 2008). Su estudio enfatiza en la caracterización de los patrones del paisaje y sus efectos en los procesos ecológicos, considera los siguientes aspectos: a) el desarrollo y la dinámica de la heterogeneidad espacial, b) las interacciones e intercambios a través de paisajes heterogéneos, c) las influencias de la heterogeneidad espacial en los procesos bióticos y abióticos, y d) la heterogeneidad espacial de la gestión (Turner, Gardner y O'Neill, 2003).

Actualmente la ecología del paisaje ha tomado fuerza y se realizan varios esfuerzos mediante la investigación enfocada en el manejo de paisajes para la restauración, rehabilitación y recuperación de ecosistemas, tanto para la conservación como para asegurar la sostenibilidad y/o recuperación de servicios ecosistémicos (Armenteras y Vargas, 2016). Uno de los principales objetos de estudio de esta disciplina son las relaciones existentes entre los patrones estructurales del paisaje, y la dinámica de las poblaciones y comunidades silvestres; aspecto de gran aplicabilidad en la conservación de la biodiversidad y las políticas de planificación del uso del suelo (San Vicente y Valencia, 2008).

La estructura corresponde al patrón espacial o distribución de los elementos del paisaje (Figuroa y Simonetti, 2003). El patrón estructural de un paisaje está compuesto por tres elementos: 1) los parches, se consideran como elementos no lineales insertos en una matriz, son áreas de hábitat original que pueden tener diferentes tamaños y formas, con características propias y bien diferenciadas; 2) el corredor, es un elemento lineal de hábitat que conecta parches y puede variar en longitud y anchura y puede aparecer en el paisaje, aislado o conectando otros elementos (parches) entre sí; y, 3) la matriz, constituye el elemento espacial dominante y englobante en el que se insertan el resto de los elementos paisajísticos, y que puede ser seccionada por los corredores o perforada por los parches (San Vicente y Valencia, 2008; Valdés, 2011).

2.5 Métricas de patrones del paisaje

La cuantificación de la heterogeneidad espacial es necesaria para interpretar las relaciones entre los procesos ecológicos y los patrones espaciales (distribución de los recursos en el paisaje y su variación en el tiempo), por lo tanto, la medición, el análisis y la interpretación de

estos patrones es de gran importancia en la ecología del paisaje. Se ha desarrollado un gran número de métricas que permiten caracterizar la composición y la configuración del paisaje en función de los patrones espaciales, además se utilizan para una variedad de aplicaciones, por ejemplo: la cuantificación del cambio del paisaje a lo largo del tiempo, la estructura del ecosistema, procesos de metapoblación y la evaluación de los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat en la conectividad del paisaje (Mcgarigal, 2015; Neel, McGarigal y Cushman, 2004; Turner, 2005). En este contexto, Mcgarigal (2015) señala que las métricas se dividen en cuatro niveles: métricas a nivel celular, a nivel de parche, a nivel de clase y a nivel de paisaje.

Las métricas de celdas representan el contexto espacial de los vecinos locales centrados en cada celda. Las métricas de parches representan el carácter espacial y el contexto de parches individuales. Las métricas de clase representan la cantidad y la distribución espacial de un solo tipo de parche y se interpretan como índices de fragmentación. Las métricas de paisaje representan el patrón espacial de todo el mosaico del paisaje y se interpretan como índices de heterogeneidad del paisaje porque miden su estructura general (Mcgarigal, 2015).

2.6 Teledetección y Sistemas de información geográfica (SIG)

La teledetección o percepción remota es la ciencia y el arte de obtener información sobre un objeto, área o fenómeno a través del análisis de datos adquiridos por un dispositivo que no está en contacto con el objeto, área o fenómeno bajo investigación (Lillesand, Kiefer y Chipman, 2015). Consiste en el proceso por el cual se adquiere información sobre un objeto a distancia sin que exista contacto directo con él, a través de un flujo energético entre el sensor y la superficie; ese flujo energético es la radiación electromagnética que representa una combinación de campos eléctricos y magnéticos oscilantes que se propagan a través del espacio, transportando energía de un lugar a otro (Araya, 2009).

Un sistema de información geográfica (SIG) es un sistema compuesto por hardware, software, procedimientos y equipo humano para capturar, manejar, manipular, transformar, analizar y mostrar datos georreferenciados, permitiendo representar los objetos del mundo real en términos de posición, atributos y de las interrelaciones espaciales, con el objeto de satisfacer necesidades de información concretas (Dávila, 2010). Un SIG permite realizar las siguientes operaciones: gestión de datos espaciales, análisis de dichos datos y la generación de resultados tales como mapas, informes, gráficos, etc. (Olaya, 2014).

2.7 Sensores remotos

Un sensor remoto es un componente de un sistema de teledetección que detecta radiación a ciertas distancias o longitudes, de la atmósfera, y que puede variar ampliamente (Lillesand *et al.*, 2015). Los datos del sensor remoto se pueden recopilar de forma pasiva o activa utilizando instrumentos de detección remota analógicos o digitales, idealmente al mismo tiempo que los datos in situ; pueden ser costosos de recopilar y analizar. Estos datos se analizan utilizando una variedad de técnicas de procesamiento de imágenes, que incluyen: el procesamiento de imágenes analógicas (visuales), y procesamiento de imágenes digitales (Jensen, 2007).

En este contexto, una imagen satelital corresponde al producto obtenido por un sensor instalado a bordo de un satélite artificial mediante la captación de radiación electromagnética, producto que posteriormente se transmite a estaciones terrestres para su visualización, procesamiento y análisis; las imágenes satelitales proveen datos cuantitativos y espacialmente continuos de la superficie (Tobar, 2013).

2.7.1 Resolución de un sistema sensor.

Chuvieco (2009) menciona que, la resolución de un sistema sensor se refiere a su capacidad para discriminar información a detalle. Consiste en un parámetro principal que define las propiedades de un sistema de teledetección y establece el nivel de detalle de los productos que el sistema genera; la resolución depende del sensor y de la plataforma, y abarca al menos cuatro tipos de resoluciones: espacial, espectral, radiométrica y temporal (Olaya, 2014).

2.7.1.1 Resolución espacial.

La resolución espacial es una función de la altitud de la plataforma en relación con la superficie de la tierra y el poder de resolución del sensor, y a menudo se expresa como la distancia de muestreo del terreno del sensor en el nadir (Rashed y Juergens, 2010). Es el equivalente al tamaño de píxel, es decir, a la dimensión real que un píxel de la imagen tiene sobre el terreno y está en función de la capacidad resolutoria del sensor y las características de la plataforma tales como la altura a la que se sitúa (Olaya, 2014).

2.7.1.2 Resolución espectral.

Indica el número y ancho de las bandas en las que el sensor puede captar radiación electromagnética y determina su resolución espectral, magnitud que expresa su aptitud para

separar señales de longitud de ondas diferentes. En principio cuanto más bandas incluya un sensor mejor, ya que cada banda constituye una variable para caracterizar la superficie captada (Pacheco, Valle, Delrieux y Bianchi, 2014).

2.7.1.3 Resolución radiométrica.

Hace referencia al nivel de cuantización en el que las mediciones de radiancia analógicas se digitalizan y almacenan como valores de los niveles digitales (ND), utilizados para expresar los datos recogidos por el sensor (Rashed y Juergens, 2010). La energía electromagnética recibida por el sensor, cuando se convierte a nivel digital, necesita un formato binario (número de bits) para codificarse; en general, cuando mayor es el número de niveles mayor es el detalle con que se podrá expresar dicha información; es decir, a mayor número de bits reservados para almacenar el valor de la reflectividad de un píxel, mayor resolución radiométrica (Roman-gonzalez *et al.*, 2014).

2.7.1.4 Resolución temporal.

La resolución temporal también denominada ciclo de repetición, determina la frecuencia con la que se recopilan las imágenes para una misma área (Longley, Goodchild, Maguire y Rhind, 2010). Alude a la frecuencia de cobertura proporcionada por el sensor, es decir, se refiere a la periodicidad con la que éste adquiere imágenes de la misma porción de la superficie terrestre y el ciclo de cobertura está en función de las características orbitales de la plataforma (altura, velocidad, inclinación) y del sensor (Chuvienco, 2008).

2.7.2 Satélites Landsat.

Corresponde a un satélite de recursos naturales. Como resultado del establecimiento en 1966 del programa EROS (Earth Resources Observation System Programa), en 1972 se puso en órbita el satélite ERTS-1 (Earth Resources Technology Satellite), con este satélite denominado Landsat 1, comienza la serie de satélites Landsat. Tras éste fueron lanzados el Landsat 2 (1975), Landsat 3 (1978), Landsat 4 (1982), Landsat 5 (1984), Landsat 6 (1993) aunque no llegó a ponerse en órbita debido a un accidente durante el lanzamiento, Landsat 7 (1999) y en febrero de 2013 el Landsat 8 (Rodríguez, 2015).

La serie de satélites Landsat dan una de las mejores series históricas de la evolución del planeta, han tomado imágenes de la superficie de la Tierra de forma ininterrumpida y homogénea (Rodríguez, 2015). Desde su lanzamiento, las imágenes de detección remota se

han utilizado cada vez más para monitoreo de los ecosistemas de la Tierra, cuantificación del cambio en la cobertura del suelo, deforestación, degradación del hábitat, etc. (Boyle *et al.*, 2014).

2.7.2.1 Landsat 5.

Landsat 5 fue lanzado el 1 de marzo de 1984, lleva el sensor Thematic Mapper (TM), así como el Multispectral Scanner (MSS). El sensor MSS se incluyó para proporcionar continuidad con las misiones anteriores de Landsat, pero los datos TM se convirtieron rápidamente en la fuente principal de información utilizada desde estos satélites porque los datos ofrecían un mejor rendimiento espacial, espectral, radiométrico y geométrico sobre los datos del sensor MSS. El sensor TM tiene una resolución espacial de 30 m para las seis bandas reflectantes y 120 m para la banda térmica (Chander, Markham y Helder, 2009).

Las bandas TM tienen longitudes de onda centrales de aproximadamente 0,49; 0,56; 0,66; 0,83; 1,67; 11,5 y 2,24 μm , respectivamente. Los productos de datos en bruto y calibrados se cuantifican a 8 bits. El TM incorpora un calibrador interno con lámparas para las bandas reflectantes, una fuente de cuerpo negro para la banda térmica y un obturador con control de temperatura para todas las bandas (Chander *et al.*, 2007).

2.7.2.2 Landsat 8.

Lanzado el 11 de febrero de 2013, lleva dos instrumentos de escoba automática: The Operational Land Imager (OLI) y el sensor de infrarrojos térmicos (TIRS) (USGS, 2018).

Las imágenes se componen de nueve bandas espectrales con una resolución espacial de 30 metros en las bandas 1 a 7 y 9 (IGAC, 2013). Las bandas espectrales del sensor OLI proporcionan mejoras, con la adición de dos bandas espectrales adicionales: un canal visible azul profundo (banda 1) diseñado para recursos hídricos e investigación de zonas costeras y un nuevo canal infrarrojo de onda corta (banda 9) para la detección de nubes de cirro. El instrumento TIRS recoge dos bandas espectrales para la longitud de onda cubierta por una sola banda en los sensores anteriores TM y ETM + (USGS, 2018). La resolución de la banda 8 (pancromática) es de 15 metros. Bandas térmicas 10 y 11 son útiles para proporcionar temperaturas de la superficie más precisa y se recogen a 100 metros. El tamaño aproximado es de 170 km escena de norte a sur por 183 km de este a oeste (IGAC, 2013).

Estos sensores proporcionan un rendimiento radiométrico mejorado de señal a ruido (SNR) cuantificado en un rango dinámico de 12 bits (se traduce en 4 096 niveles de gris

potenciales en una imagen en comparación con solo 256 niveles de gris en instrumentos de 8 bits anteriores). Los productos se entregan como imágenes de 16 bits (escaladas a 55 000 niveles de gris) (USGS, 2018).

2.8 Procesamiento de imágenes satelitales

Consiste en el análisis de las imágenes satelitales, en lo que principalmente se refiere al proceso de extraer la información que se encuentra almacenada dentro de los ND en cada imagen (Silva, Arévalo y Herrera, 2010).

2.8.1 Correcciones básicas de imágenes satelitales.

Corresponde a una serie de operaciones destinada a mejorar las propiedades radiométricas y geométricas de una imagen, es decir, a eliminar errores producidos en la adquisición de imágenes satelitales. El proceso de adquisición de imágenes satelitales involucra algunos errores potenciales, entre ellos tenemos: 1) errores causados por la plataforma del sensor, 2) distorsiones producidas por la rotación de la Tierra, 3) problemas causados por el funcionamiento del sensor, y 4) distorsiones creadas por la atmósfera (Chuvienco, 2009). Es decir, la corrección se trata del pre procesamiento de las imágenes satelitales o fase preparatoria, que mejora la calidad de la imagen como base para análisis posteriores (Olaya, 2014).

2.8.1.1 Corrección geométrica.

Esta corrección incluye cualquier cambio en la posición de los píxeles que forman la imagen; estas transformaciones pueden basarse en funciones numéricas que permiten la modificación geométrica de la imagen (Chuvienco, 2009). Esta corrección tiene como objetivo disminuir distorsiones geométricas de una imagen y se logra estableciendo la relación entre el sistema de coordenadas de la imagen y el sistema de coordenadas geográficas, utilizando los datos de calibración del sensor, los datos medidos de posición y altitud, y los puntos de control de tierra (Xie, Sha y Yu, 2008).

2.8.1.2 Corrección radiométrica.

Consiste en eliminar o reducir la inconsistencia entre los valores registrados por los sensores y la reflectancia espectral y la luminosidad del objeto, para ajustar los valores digitales de los efectos de una atmósfera brumosa (Li, Chen y Baltsavias, 2008). Son técnicas que modifican los ND originales, con objeto de acercarlos a los que habría presentes en la

imagen en caso de una recepción ideal. Dentro de este concepto se engloban las distorsiones provocadas por la atmósfera, así como los problemas radiométricos derivados del mal funcionamiento del sensor, que generan imágenes con un franjeado o modelo de rayas, disminuyendo la sensibilidad a la radiancia (Campbell y Wynne, 2011).

2.8.1.3 Corrección atmosférica.

Es un proceso que se realiza con el fin de eliminar el efecto de aerosoles y la radiancia intrínseca que se introduce en el sensor y se ve reflejado en la imagen, como producto de la interacción del sensor con la atmósfera; con este proceso se logra mejorar la calidad visual de la imagen; así como, eliminar el componente intrusivo de la atmósfera (Aguilar, Mora y Vargas, 2015). Este tipo de corrección permite corregir los efectos atmosféricos de dos clases principalmente: a) la difusión, que desvía una parte de la energía radiante, alterando su dirección; y b) la absorción, que por su parte disminuye la intensidad de la radiación; y ambos efectos en conjunto producen un efecto de neblina en la imagen, restándole contraste (Olaya, 2014).

2.9 Métodos de clasificación de imágenes satelitales

La clasificación de imágenes satelitales consiste en el proceso de extracción de clases (uso de la tierra, especies de vegetación, etc.) de datos satelitales en bruto de detección remota, en el que cada pixel de la imagen original se asigna a las diferentes clases, en base a las características de reflectancia espectral (Xie *et al.*, 2008).

La clasificación de imágenes satelitales tiene múltiples utilidades como: extracción de información para una aplicación determinada, creación de mapas temáticos, interpretación visual y digital de imágenes satelitales, estudios de campo, toma de decisiones efectiva, etc. (Sunitha y Suresh, 2015).

Las técnicas de clasificación de imágenes posibilitan la transformación de imágenes crudas (fotografías aéreas, imágenes de satélite, etc.) en datos temáticos o mapas que mostrarán información con un significado evidente. Estas técnicas son: clasificación supervisada y clasificación no supervisada (Tobar, 2013).

2.9.1 Clasificación supervisada.

Esta técnica requiere la participación activa del analista que esté realizando la clasificación de la imagen satelital, en este caso, quien está llevando a cabo la tarea debe

indicar al software lo que debe realizar en cada momento (como debe clasificar cada uno de los píxeles existentes en la imagen), a partir de la definición de áreas de entrenamiento denominadas training áreas (Tobar, 2013). Es decir, el analista debe introducir la firma espectral característica de las clases a definir (Olaya, 2014).

Las áreas de entrenamiento son el factor más importante en la clasificación supervisada de imágenes satelitales y la precisión de los métodos depende en gran medida de las muestras tomadas para el entrenamiento (Sunitha y Suresh, 2015).

2.9.2 Clasificación no supervisada.

Este método no requiere la definición explícita de las clases por parte del analista, no es necesario ningún conocimiento a priori, ya que el propio algoritmo las define de acuerdo a los datos; para llevar a cabo esta clasificación es necesario suministrar algunos valores tales como el número de clases que se desea crear, los tamaños mínimos y máximos de cada una, o ciertas tolerancias para la distinción entre clases (Olaya, 2014). Utiliza mecanismos de agrupación para agrupar píxeles de imágenes satelitales en clases/agrupaciones sin etiquetar, posteriormente el analista asigna etiquetas significativas a los grupos y produce una imagen satelital bien clasificada (Sunitha y Suresh, 2015).

En este método, se asume que los ND de la imagen forman una serie de agrupaciones o conglomerados, más o menos nítidos, dependiendo de los casos, estos grupos equivalen a píxeles con un comportamiento espectral homogéneo, y por tanto deberían definir las clases temáticas de interés. Se basa en la selección de tres parámetros: 1) variables que intervienen en el análisis, 2) criterio para medir la similitud o distancia entre casos, y 3) criterio para agrupar los casos similares (Chuvienco, 2008)

3. METODOLOGÍA

A continuación, se presenta la descripción del área de estudio y se detallan cada uno de los componentes del proceso metodológico aplicados en la presente investigación.

3.1 Área de estudio

El área de estudio de la presente investigación, corresponde a la parroquia Curaray y se encuentra dentro de la zona Sur del PNY. Para mejorar el análisis posterior y teniendo en cuenta la necesidad de comparar áreas no protegidas con áreas protegidas, se procedió a dividir en dos zonas: el área protegida (AP) correspondiente a la zona Sur del PNY y el área no protegida (ANP), correspondiente a la zona circundante del parque, es decir a la zona de amortiguamiento.

Parroquia Curaray

La parroquia Curaray pertenece al cantón Arajuno, provincia de Pastaza y se encuentra dentro del PNY. Cubre una superficie de 8 191 km² (representa el 42,57% del territorio del PNY), con una altitud que varía entre los 155 a 1 128 m s. n. m. Limita al norte con las provincias de Napo y Orellana, al Sur con las parroquias de Sarayacu, Montalvo, Rio Tigre y Canelos, al Este con la Republica de Perú y al Oeste con la cabecera cantonal de Arajuno (Figura 1) (PDOT, 2015).

Curaray cuenta con una temperatura media que oscila entre 22 y 25 °C y las precipitaciones fluctúan desde los 2 400 a 4 700 mm. El ecosistema predominante es el bosque siempre verde de tierras bajas del Tigre Pastaza, que corresponde al 66,01% del total del territorio de la parroquia, son comunidades boscosas con gran variación en la composición; el bosque siempre verde Napo-Curaray se encuentra en un 12,32%, comprende comunidades denominadas de caña guadua, en el margen del río Aguarico y en la parte oriental de la parroquia; y el bosque siempre verde pie montano del norte de la Cordillera Oriental de los Andes representa el 7,18% (PDOT, 2015).

Parque Nacional Yasuní (PNY)

El PNY es el área protegida más grande del Ecuador continental, reconocida por sus altos niveles de biodiversidad y endemismo. Se localiza en las provincias de Orellana y Pastaza, cuenta con una extensión de 1 022 736 hectáreas y un rango altitudinal de 190-400 m s. n. m. Fue creado en el año de 1979 y en 1989 fue declarado por la UNESCO como Reserva de Biósfera, por ser considerada una de las áreas biológica y culturalmente más diversa del

planeta. Dentro del parque habitan los Tagaeri y Taromenane, pueblos indígenas en aislamiento voluntario (Narvaez *et al.*, 2013; MAE, 2014; Van Der Hoek, 2017). Además para la conservación de los pueblos indígenas y la biodiversidad, en 1999 se creó la Zona Intangible Tagaeri-Taromenane (ZITT) (MAE, 2014).

El PNY se encuentra sobre grandes reservas de petróleo crudo, la principal exportación de Ecuador y contiene una gran cantidad de valiosas especies de madera, lo que ha provocado intensos conflictos, como la tala ilegal, los impactos y conflictos relacionados con el desarrollo del petróleo (Finer, Vivaj, Ponce, Jenkins y Kahn, 2009).

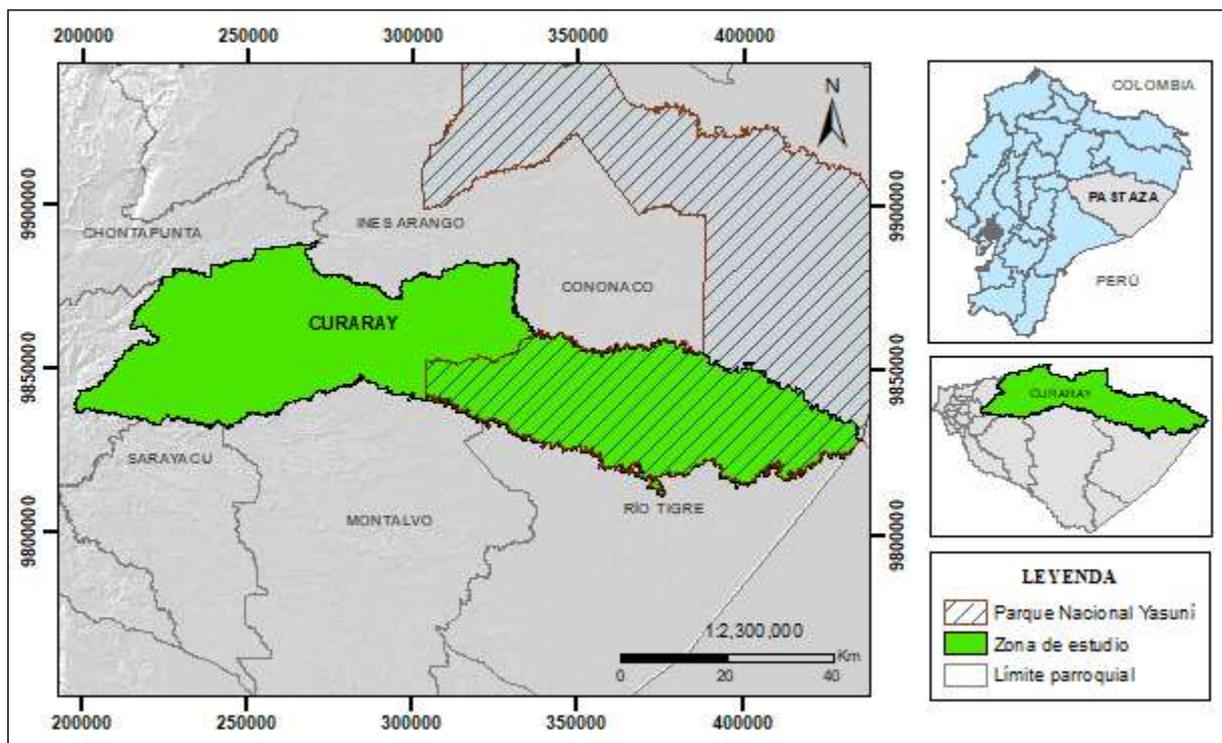


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio

3.2 Base de datos

Se recopilaron insumos cartográficos: información de división política y administrativa del Ecuador a nivel provincial, cantonal y parroquial en formato digital de la plataforma virtual del SNI Sistema Nacional de Información (<http://sni.gob.ec>) y del IGM Instituto Geográfico Militar (<http://www.igm.gob.ec>). Además, se utilizó un Modelo Digital de Elevación (DEM) Alos Palsar de 30 m obtenido de la plataforma virtual Alaska Satellite Facility de la NASA (<https://www.asf.alaska.edu>).

Para la obtención de las imágenes satelitales, se realizó una búsqueda minuciosa en la base de datos disponible en la plataforma virtual USGS United States Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Para garantizar una delimitación óptima del área de estudio

se utilizaron tres escenas de imágenes Landsat 5 para el año 1986 y dos escenas de imágenes Landsat 8 para el año 2018 (Tabla 1).

Tabla 1. Imágenes Landsat utilizadas para el presente estudio.

Satélite	Sensor	Path y Row	Fecha
Landsat 5	TM	9/61	23-08-1986
Landsat 5	TM	9/61	10-10-1986
Landsat 5	TM	8/61	23-01-1987
Landsat 8	OLI	8/61	18-06-2017
Landsat 8	OLI	9/61	18-10-2018

3.3 Métodos

Los principales componentes del proceso metodológico aplicados en la presente investigación, se describen a continuación.

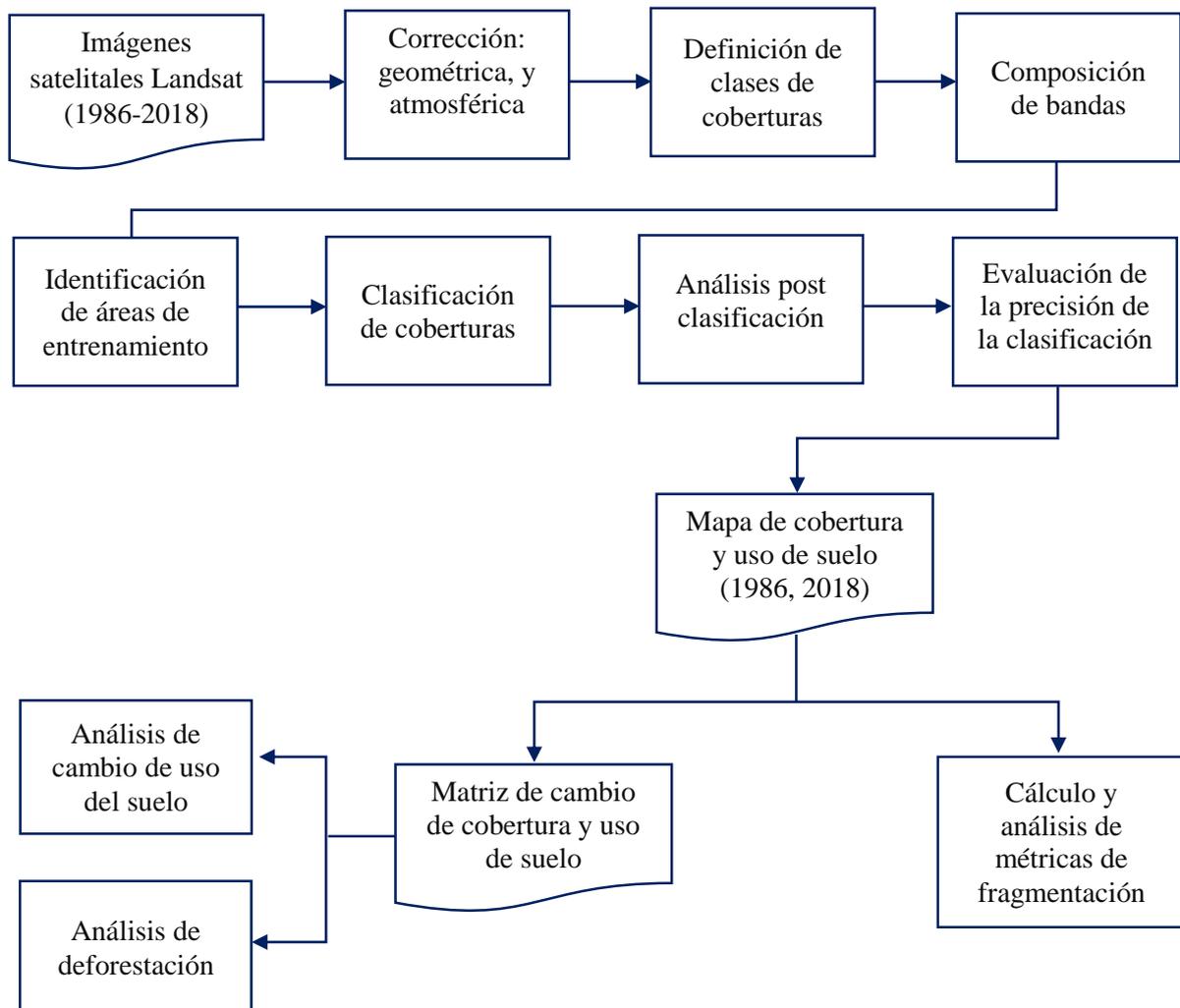


Figura 2. Esquema de la metodología general

3.3.1 Tratamiento de imágenes satelitales.

El tratamiento de las imágenes satelitales comprende el proceso desde el pre procesamiento hasta la obtención del producto final, en lo que respecta a su clasificación supervisada y finalmente el post procesamiento, para su posterior interpretación visual y digital.

3.3.1.1 Pre procesamiento de imágenes satelitales.

El pre procesamiento de imágenes se refiere a aquellas operaciones preliminares al análisis principal y fueron realizadas para mejorar: 1) el posicionamiento espacial de los datos, 2) la detección de objetos o clases de entidad, y 3) la interpretación digital y visual de los datos para su posterior procesamiento (Campbell y Wynne, 2011). Para ello, se aplicó las correcciones básicas: geométrica y atmosférica mediante el software TerrSet.

a) Corrección geométrica

Se aplicó la corrección geométrica de las imágenes satelitales, de manera que se eliminen las distorsiones topográficas en la superficie terrestre, para asignar coordenadas geográficas a la imagen y mejorar la ubicación espacial en el terreno (Xie *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2010).

b) Corrección atmosférica

La corrección atmosférica se aplicó con la finalidad de eliminar problemas de distorsiones provocadas por la atmósfera, para ello se aplicó el algoritmo Cost Model ya que genera resultados más precisos, de acuerdo a lo propuesto por (Maged, 2014).

3.3.1.2 Clasificación de imágenes satelitales.

Consistió en determinar las diferentes coberturas existentes en las respectivas imágenes satelitales, este proceso se realizó con el software TerrSet.

a) Clases de cobertura y uso del suelo utilizadas en el presente estudio

En el presente estudio, se definió cinco clases de cobertura y uso del suelo, adaptado del protocolo de leyenda temática del Mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador continental para el año 2016 del Ministerio del Ambiente (MAE, 2017) (Tabla 2).

Tabla 2. Clases de cobertura y uso del suelo utilizadas para el presente estudio.

Código	Cobertura
1	Bosque
2	Cuerpos de agua
3	Zona antrópica
4	Área agropecuaria
5	Área sin cobertura vegetal

Fuente: MAE (2017).

b) Composición de bandas

Se generó una composición de bandas RGB para cada una de las imágenes satelitales, para facilitar el análisis visual e identificar cada una de las clases de coberturas existentes.

c) Identificación de áreas de entrenamiento

Para la identificación de las regiones de interés (ROIs) o áreas de entrenamiento, fue necesario determinar sitios con características homogéneas en base a la interpretación visual de la imagen satelital y utilizando información de estudios existentes, mapas, etc. Posteriormente se digitalizó ROIs representativos de cada clase de cobertura, con el fin de entrenar el clasificador.

El objetivo de entrenar el clasificador es dar ejemplos de la variedad de firmas espectrales asociadas con cada clase en el mapa (Olaya, 2014).

d) Fase de clasificación de coberturas

Luego de disponer de las áreas de entrenamiento, se procedió a seleccionar el algoritmo de clasificación. Hay numerosos algoritmos de clasificación supervisada que se pueden usar para asignar los píxeles en la imagen a las diferentes clases en el mapa y TerrSet ofrece una amplia gama de clasificadores. En este caso se eligió el clasificador MAXLIKE (máxima probabilidad) debido a que fue el que más se ajustó al área de estudio y discriminó mejor las coberturas de uso de suelo, además según el criterio de Chuvieco (2008) es el clasificador más empleado por su robustez y por ajustarse con más rigor a la disposición de los datos.

3.3.1.3 Post procesamiento.

Obtenidos los mapas de clasificación de los años de 1986 y 2018 se procedió a realizar el post procesamiento con el fin de mejorar la calidad de las clasificaciones.

a) Análisis post clasificación

Los clasificadores tradicionales por píxeles pueden generar el efecto de sal y pimienta en los mapas de clasificación; debido a la complejidad de los entornos biofísicos, la confusión espectral es común entre las clases de cobertura terrestre; por lo tanto, a menudo se aplican filtros para reducir los ruidos y se utilizan datos auxiliares para mejorar la clasificación (Lu y Weng, 2007).

El análisis post clasificación consistió en reorganizar aquellos píxeles que se categorizaron en forma errónea y eliminar nubes existentes. Para este procedimiento se utilizó el software ERDAS IMAGINE 2015, Google Earth y otros insumos cartográficos (mapas de uso de suelo del área de estudio) para la toma de decisiones y hacer las correcciones respectivas.

b) Evaluación de la precisión de la clasificación

La validación de resultados permite determinar la calidad de la información de la clasificación para identificar y corregir las fuentes de errores (Congalton y Green, 2009). La característica principal de esta etapa es el uso de la matriz de confusión o matriz de error (Xie *et al.*, 2008).

Para realizar la evaluación de la precisión se procedió a realizar un muestreo aleatorio simple, basado en el criterio de Chuvieco (2008) quien menciona que este tipo de muestreo es bastante sólido estadísticamente, además Congalton y Green (2009) sugieren que el número de sitios de muestra debe ser de al menos 50 sitios o puntos para cada categoría en la clasificación. Por lo tanto, se procedió a la creación de puntos aleatorios sobre el área de estudio con el software QGIS 3.4.2, garantizando muestras representativas en cada clase de cobertura, y posteriormente se obtuvo la matriz de error.

- **Matriz de error**

La matriz de error hace referencia al número de puntos que han sido asignados a cada clase, normalmente las columnas representan los datos de referencia y las filas indican los datos de la clasificación; los elementos de la diagonal se refiere a los sitios donde los datos clasificados concuerdan con los datos de referencia (mapa y realidad) y el resto de elementos marginales indican la cantidad de sitios incorrectamente clasificados y asignados (Chuvieco, 2008). Es decir, la matriz de error describe la idoneidad entre la clasificación y los datos de referencia; además, una variedad de medidas estadísticas se puede derivar de esta matriz: precisión global, usuario y productor, y los errores de omisión y comisión (Xie *et al.*, 2008).

- **Precisión global**

Es una medida común de precisión y corresponde a la relación entre el número de puntos correctamente asignados (elementos diagonales de la matriz) y el total de puntos muestreados o de referencia (Chuvienco, 2008)

- **Precisión del usuario y del productor**

Los términos de usuario y productor se refieren a quien hará uso del mapa obtenido y quien lo construyó, respectivamente (Chuvienco, 2008). La precisión del usuario indica el porcentaje de elementos que están asignados a la categoría a la cual realmente pertenecen; se calcula dividiendo el número de elementos bien clasificados por el total de elementos en la fila correspondiente. La precisión del productor expresa el porcentaje de elementos de referencia que se clasificaron acertadamente; se calcula dividiendo el número de elementos bien clasificados entre el número total de elementos en la columna (Argotty *et al.*, 2018; Macedo, Pajares, Santos y Santos, 2010).

- **Índice Kappa**

El análisis Kappa es una técnica utilizada en la evaluación de la precisión, mide la diferencia entre el mapa y la realidad observada; intenta delimitar el grado de ajuste debido sólo a la exactitud de la clasificación, prescindiendo del causado por factores aleatorios (Congalton y Green, 2009). Un valor de k próximo a 1 indica un acuerdo pleno entre la realidad y el mapa, mientras un valor cercano a 0 sugiere que el acuerdo observado es puramente debido al azar (Chuvienco, 2008).

Los resultados del análisis estadístico de la validación de los mapas clasificados de los años 1986 y 2018 se observan en los anexos 1 y 2.

3.3.2 Evaluación de la deforestación de los bosques nativos en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray.

Para el desarrollo de este objetivo, se aplicó el análisis del cambio de uso de suelo para determinar la pérdida de los bosques nativos y posteriormente se realizó el cálculo de la deforestación de esta cobertura forestal.

3.3.2.1 Análisis del cambio de cobertura y uso del suelo.

Se realizó mediante un análisis comparativo del cambio espacio temporal de la cobertura vegetal, a partir de la superposición de los mapas de cobertura del suelo de los años 1986 y

2018 mediante el software TerrSet, con la finalidad de determinar la dinámica de la deforestación y la pérdida del bosque nativo en la parroquia Curaray.

a) Identificación de cambio de uso del suelo

Una vez que los mapas de uso y cobertura del suelo fueron validados, mediante el módulo Land Change Modeler (LCM) del software TerrSet, se sobrepusieron los mapas digitalmente para la obtención de un mapa de cambios del periodo de estudio, además se obtuvo: las pérdidas, ganancias y el cambio neto de las diferentes coberturas. Con la información obtenida se generó una matriz de transición o mapa de tabulación cruzada que permitió cuantificar los cambios de cada una de las coberturas hacia otra categoría, de acuerdo a la metodología propuesta por Pontius, Shusas y McEachern (2004).

La matriz de tabulación cruzada es un punto de partida fundamental en el análisis del cambio de uso de suelo. La forma más práctica para realizar este análisis es obtener los mapas de tiempo 1 y 2 (inicial y final) y examinar los cambios con la matriz de transición para identificar las transiciones más importantes, donde las filas muestran las categorías del tiempo 1 (1986) y las columnas muestran las categorías del tiempo 2 (2018) (Pontius *et al.*, 2004).

3.3.2.2 Análisis de deforestación.

Para realizar el cálculo de la tasa de deforestación, se utilizaron diferentes métricas empleadas propuestas por Puyravaud (2003); la primera métrica corresponde a la deforestación total anual (R) promedio para un período determinado, definida en la Ecuación 1 como:

$$\left[R = \frac{A_1 - A_2}{t_2 - t_1} \right] \quad [\text{Ec. 1}]$$

Donde A_2 y A_1 son las áreas de bosque en la fecha final (t_2) e inicial (t_1), respectivamente (Puyravaud, 2003).

Además, se realizó el cálculo de la tasa de deforestación anual (q), que se obtiene comparando el área cubierta por bosque en la misma región en dos épocas diferentes (Puyravaud, 2003), definida en la Ecuación 2 como:

$$\left[q = \left[\left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{1/(t_2 - t_1)} - 1 \right] * 100 \right] \quad [\text{Ec. 2}]$$

Donde A_2 y A_1 son las áreas de bosque en la fecha final (t_2) e inicial (t_1), respectivamente (Puyravaud, 2003).

3.3.3 Identificación de los patrones de fragmentación en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray.

Para el análisis de los patrones de fragmentación forestal en la parroquia Curaray, se utilizó el software Fragstat 4.2, el cual permite cuantificar la estructura del paisaje mediante las métricas espaciales (McGarigal, Cushman y Ene, 2012). Se identificó las métricas a nivel de clase, ya que según McGarigal (2015) estas métricas representan la distribución espacial y el patrón dentro de un paisaje y son ampliamente utilizados para medir la estructura general del paisaje y la fragmentación de un tipo de parche en particular.

3.3.3.1 Patrones espaciales de fragmentación forestal.

Para cuantificar el cambio estructural de los bosques nativos en el área de estudio, fueron seleccionadas las siguientes cinco métricas y que se resumen en la Tabla 3.

- **Índice de forma media:** Mide la complejidad de la forma del parche en comparación con una forma estándar. Cuando el índice alcanza un valor igual a 1 indica que el parche es cuadrado y aumenta sin límite a medida que la forma del parche se vuelve más irregular y/o a medida que aumenta la longitud del borde dentro del paisaje del tipo de parche correspondiente. El índice a nivel de clase representa la distribución espacial y el patrón dentro de un paisaje de un solo tipo de parche (McGarigal, 2015).
- **Número de parches:** Es igual al número de parches en el paisaje de un mismo tipo. El valor de 1 se presenta cuando el paisaje consiste en un solo parche (McGarigal y Cushman, 2002). El número de parches en una clase puede ser importante para varios procesos ecológicos, cabe señalar que por sí mismo no transmite información sobre el área, la distribución o la densidad de los parches, sin embargo, se aplica como base para calcular otras métricas. Esta métrica es una medida simple de la extensión de la fragmentación de un mismo tipo de parche (McGarigal, 2015).
- **Densidad de parche:** Es un aspecto fundamental de la estructura del paisaje ya que expresa el número de parches por unidad de área, que facilita las comparaciones entre paisajes de diferentes tamaños (McGarigal, 2014). Si el número de parches es significativo, entonces la densidad del parche para un mismo tipo podría servir como un buen índice de fragmentación. Un paisaje con mayor densidad de un tipo de parche se considera más fragmentado que un paisaje con una menor densidad. Además esta métrica puede servir como un buen índice de heterogeneidad porque un paisaje con mayor densidad de parches tendría más heterogeneidad de espacio (McGarigal, 2015).

- **Densidad de borde:** Indica la longitud de todos los segmentos de borde que involucran un mismo tipo de parche correspondiente por unidad de área, que facilita la comparación entre paisajes de diferentes tamaños (McGarigal, 2015). Cabe resaltar que los efectos de borde se deben a una combinación de factores bióticos y abióticos que alteran las condiciones ambientales a lo largo de los bordes de los parches en comparación con los interiores de los parches (McGarigal y Cushman, 2002) y se considera como una de las consecuencias más importantes de la fragmentación (Neel *et al.*, 2004).
- **Distancia euclidiana al vecino más cercano:** Se define como la distancia existente entre el centro de un parche con el centro de otro parche que se encuentre más cercano, sea este de la misma clase o no; ha sido ampliamente utilizada para cuantificar el aislamiento. El aislamiento de los parches que constituyen un mismo hábitat es un factor crítico en la dinámica de poblaciones y tiene un papel importante en los esfuerzos de conservación de las especies en peligro de extinción (McGarigal y Cushman, 2002). Además refleja el grado de fragmentación en el paisaje e, indirectamente la complejidad de los límites de parches, es decir, el aumento en el aislamiento o separación entre parches puede indicar fragmentación (Turner *et al.*, 2003).

Tabla 3. Descripción de métricas espaciales utilizadas en el presente estudio.

Métrica	Símbolo	Descripción	Unidad
Índice de forma media	SHAPE_MN	Mide la complejidad de la forma del parche en comparación con una forma estándar.	Adimensional
Número de parches	NP	Es el número de parches de un mismo tipo.	Número
Densidad de parche	PD	Se basa en el número de parches en una unidad de área.	Número por cada 100 hectáreas
Densidad de borde	ED	Suma de las longitudes de todos los bordes por hectárea.	Metros por hectárea
Distancia euclidiana al vecino más cercano	ENN_MN	Distancia existente entre el centro de un parche con el centro del parche más cercano	Metros

Fuente: McGarigal y Cushman (2002); McGarigal (2015).

Para calcular las métricas espaciales, se utilizaron los mapas de cobertura y uso del suelo de los años 1986 y 2018 en formato raster como imágenes de entrada, y se reclasificaron en tres categorías: bosque, no bosque (resto de coberturas y uso de suelo) y no data (fondo). Se aplicó la regla de vecindad de ocho celdas y se estableció el análisis a nivel de clase.

Con los resultados obtenidos, se realizó un análisis comparativo de los cambios estructurales de los bosques nativos entre 1986 y 2018 a nivel de paisaje, para interpretar la fragmentación forestal y su relación con la deforestación en la parroquia Curaray.

4 RESULTADOS

En el presente capítulo se muestran los resultados del análisis de los cambios de uso de suelo y la deforestación del bosque nativo. Además, se presenta el análisis los patrones espaciales de fragmentación forestal.

4.1 Deforestación de los bosques nativos en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray

A continuación, se describen los cambios de uso de suelo y el análisis de la deforestación del bosque nativo.

4.1.1 Cobertura y uso de suelo.

En la parroquia Curaray la cobertura de bosque nativo fue de 809 793 ha (98,93%) para el año 1986, mientras que para el año 2018 disminuyó a 804 307 ha (98,26%). A pesar de que el paisaje del área de estudio está dominado por bosque nativo durante el periodo de estudio, se evidencia una pérdida significativa de 5 486 ha, con un promedio de 171 ha por año. En el área de estudio el uso de suelo antropogénico (áreas agropecuarias y zonas antrópicas) muestra un rápido incremento de 5 744 ha (0,71%) durante los últimos 32 años, especialmente en el ANP (Figura 3 y 4). Además, en el periodo de estudio los cuerpos de agua y el área sin cobertura vegetal no presentaron variaciones significativas, como lo muestran los datos presentados en la Tabla 1.

Tabla 1. Superficie total y porcentaje ocupado por cada cobertura y uso del suelo en la parroquia Curaray entre 1986 y 2018.

COBERTURA	Año 1986		Año 2018	
	ha	%	ha	%
Bosque	809 793	98,93	804 307	98,26
Cuerpos de agua	7 552	0,92	7 066	0,86
Zona antrópica	78	0,01	862	0,11
Área agropecuaria	992	0,12	5 952	0,73
Área sin cobertura vegetal	161	0,02	389	0,05
TOTAL	818 575	100	818 575	100

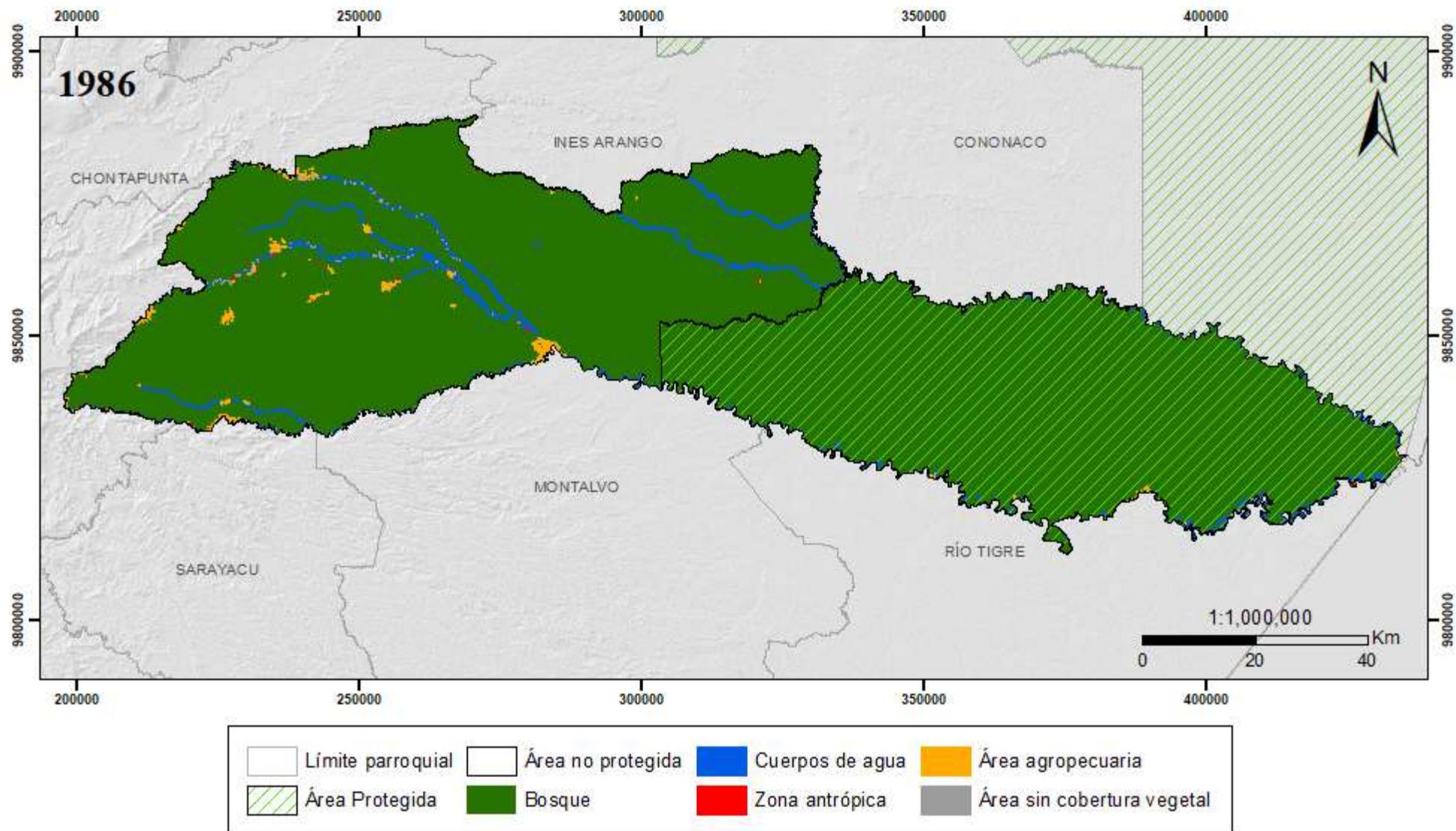


Figura 3. Mapa de cobertura y uso de suelo de la parroquia Curaray año 1986

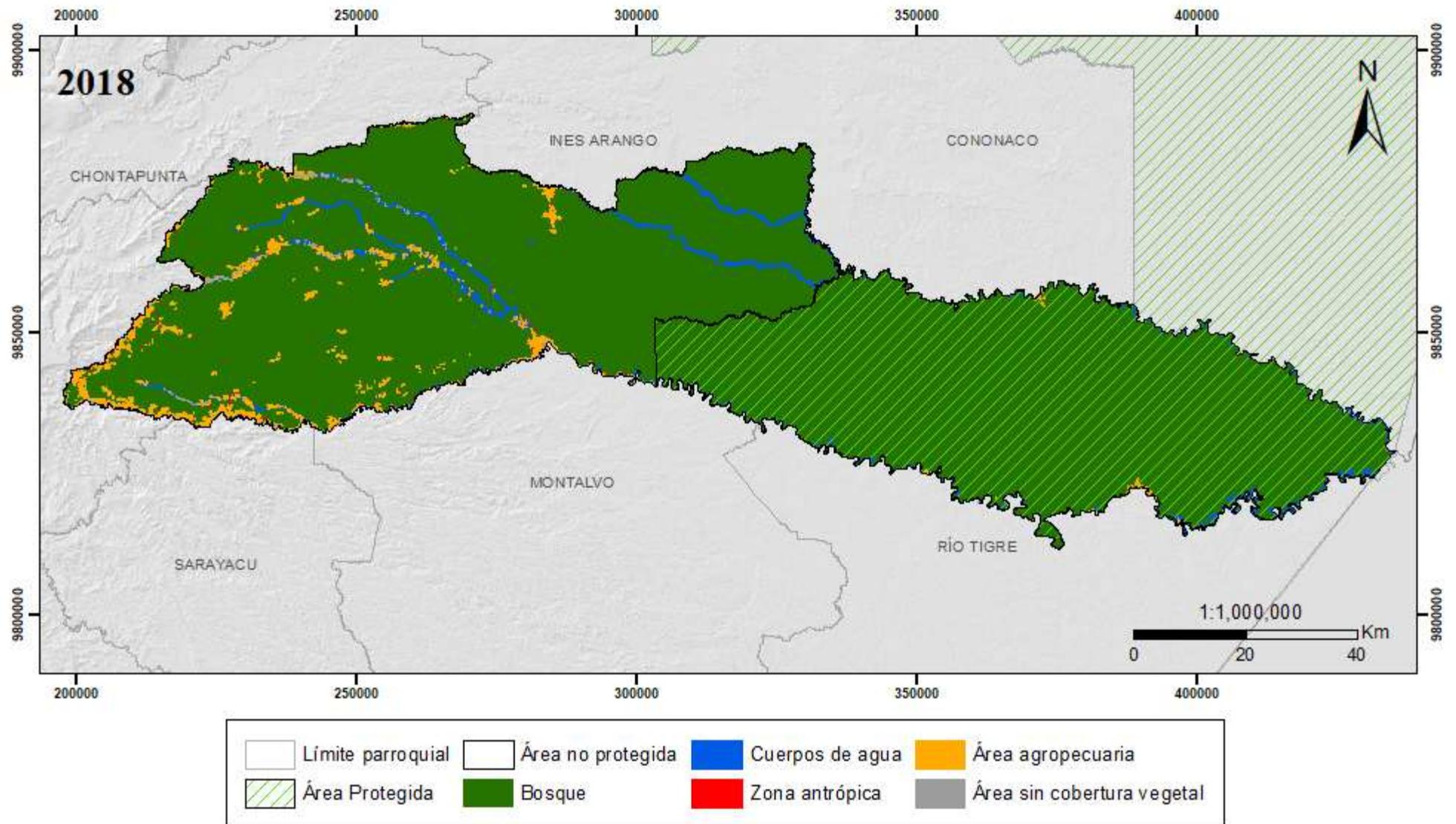


Figura 4. Mapa de cobertura y uso de suelo de la parroquia Curaray año 2018.

4.1.2 Cambios en la cobertura y uso de suelo.

Las principales dinámicas orientadas al cambio de bosque nativo dentro de la parroquia Curaray en el período de 1986-2018 se detallan en la matriz de transición (Anexo 3) y se resume en pérdidas, ganancias y cambio neto que ha sufrido cada cobertura de uso de suelo.

- **Ganancias y pérdidas**

Respecto a las ganancias, durante el período de estudio el área agropecuaria presentó mayores ganancias en relación al resto de coberturas, con una superficie de 5 543 ha, seguido por el bosque con 2 937 ha, los cuerpos de agua con 2 347 ha, la zona antrópica con 784 ha y el área sin cobertura vegetal con 227 ha (Figura 5).

Por otro lado, se evidencia que la cobertura de bosque nativo ha sufrido mayores pérdidas en relación al resto de coberturas, con una superficie de aproximadamente 8 423 ha, seguido por los cuerpos de agua con 2 833 ha y el área agropecuaria con 583 ha. Mientras que el área sin cobertura vegetal y la zona antrópica son las coberturas que presentan menores pérdidas, con 157 ha y 57 ha, respectivamente.

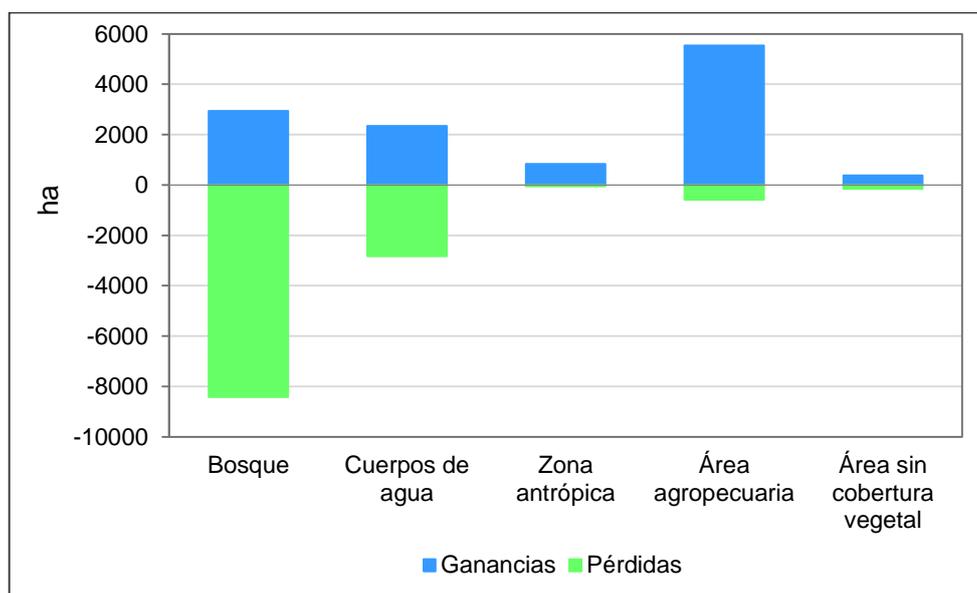


Figura 5. Ganancias y pérdidas de coberturas de uso de suelo en la parroquia Curaray entre 1986 y 2018.

- **Cambio neto**

En el periodo de estudio, las coberturas de uso de suelo sufrieron cambios netos significativos. El bosque es la cobertura que presenta mayor cambio, ya que evidenció una pérdida de 5 486 ha, además el área agropecuaria y la zona antrópica presentaron un aumento

de 4 960 ha y 784 ha, respectivamente. Mientras que los cuerpos de agua registraron una disminución de 486 ha y el área sin cobertura vegetal presentó un aumento de 227 ha, siendo las coberturas que evidencian un menor cambio (Figura 6).

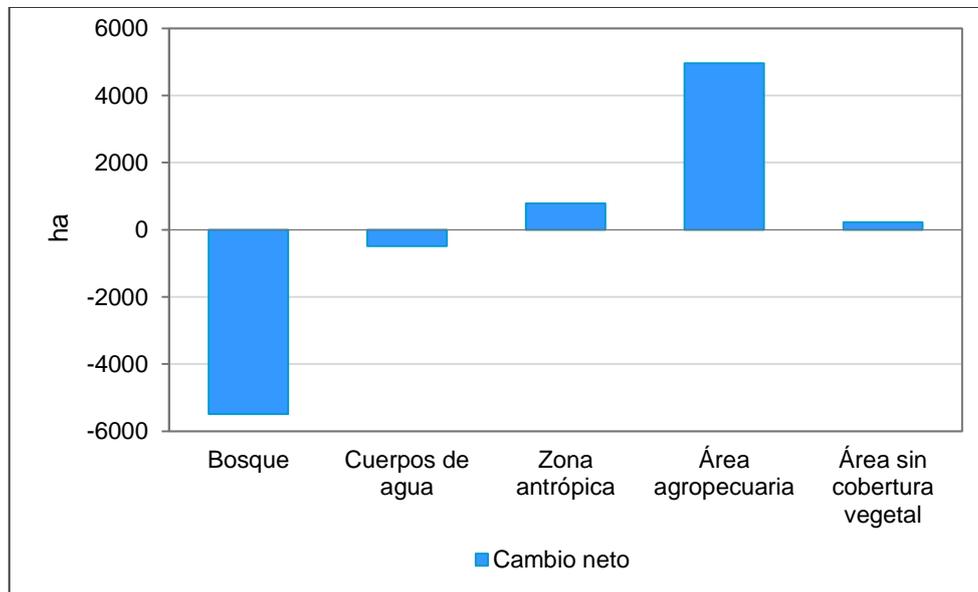


Figura 6. Cambio neto de coberturas de uso de suelo en la parroquia Curaray, entre 1986 y 2018.

- **Contribución al cambio neto de bosque**

Por otro lado, el área agropecuaria y la zona antrópica son las coberturas que han ejercido mayor presión y han contribuido a la pérdida de bosque durante los 32 años de estudio, con 4 845 ha y 677 ha respectivamente. Mientras que la contribución de los cuerpos de agua y el área sin cobertura vegetal, para este cambio fue menor (Figura 7).

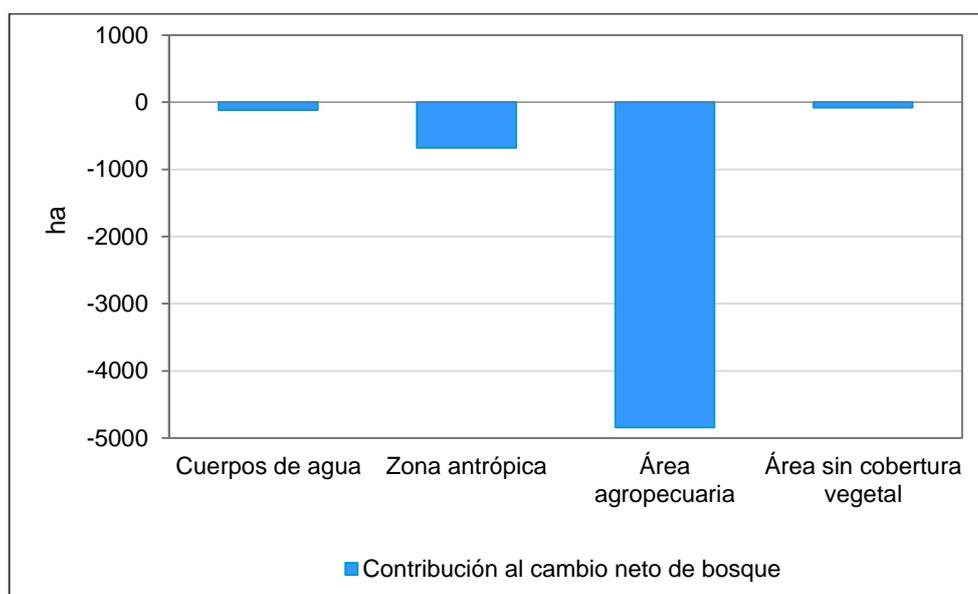


Figura 7. Contribución al cambio neto de bosque en la parroquia Curaray entre 1986 y 2018.

4.1.3 Cambios en la cobertura forestal y deforestación.

En la parroquia Curaray, durante el periodo 1986 y 2018, se perdieron aproximadamente 5 486 ha de bosque nativo, lo que representa una tasa de deforestación de -0,02% que corresponde a una pérdida de 171 ha/año.

En el AP el bosque nativo presentó una superficie de 354 651 ha en 1986 y hubo una ligera disminución de 139 ha hasta el año 2018 (Figura 8).

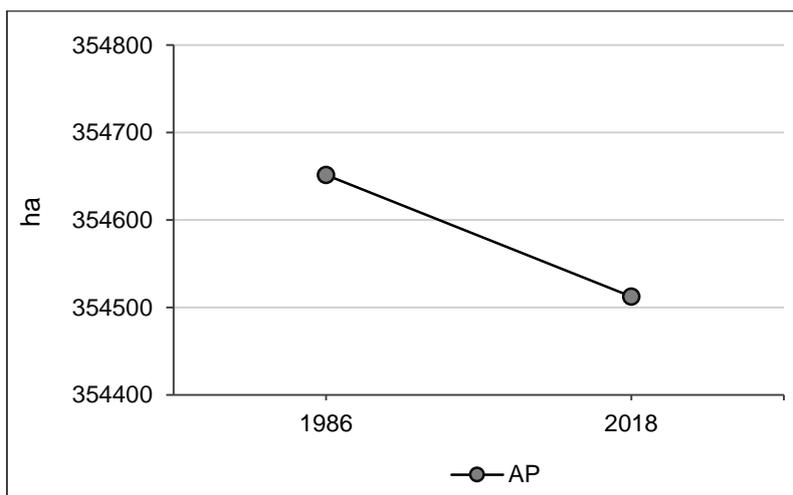


Figura 8. Área total de cobertura de bosque nativo en el AP entre 1986 y 2018.

La mayor pérdida de bosque nativo fue encontrada en el ANP con 5 505 ha de deforestación, disminuyendo sustancialmente una superficie de 453 637 ha en 1986 a 448 132 ha hasta el 2018 (Figura 9). La pérdida de bosque nativo ocurre principalmente en las áreas pobladas y dominadas por actividades agropecuarias.

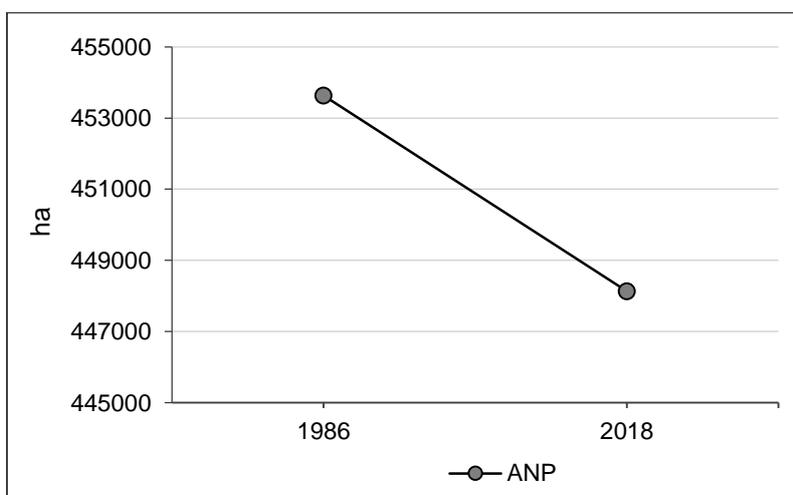


Figura 9. Área total de cobertura de bosque nativo en el ANP, entre 1986 y 2018.

- **Análisis de deforestación**

Aunque es clara la tendencia general de disminución de la cobertura de bosque nativo durante el periodo 1986-2018, también puede observarse diferencias en la dinámica de cambio en las diferentes zonas. En el periodo analizado, la tasa más alta de deforestación se presentó en el área que no se encuentran bajo ninguna categoría o política de conservación (Figura 10).

En el periodo 1986-2018, la tasa de deforestación anual en el AP fue de -0,001% (4,4 ha/año), mientras que en el ANP la deforestación fue mayor y alcanzó una tasa anual de deforestación de -0,04% (172 ha/año).

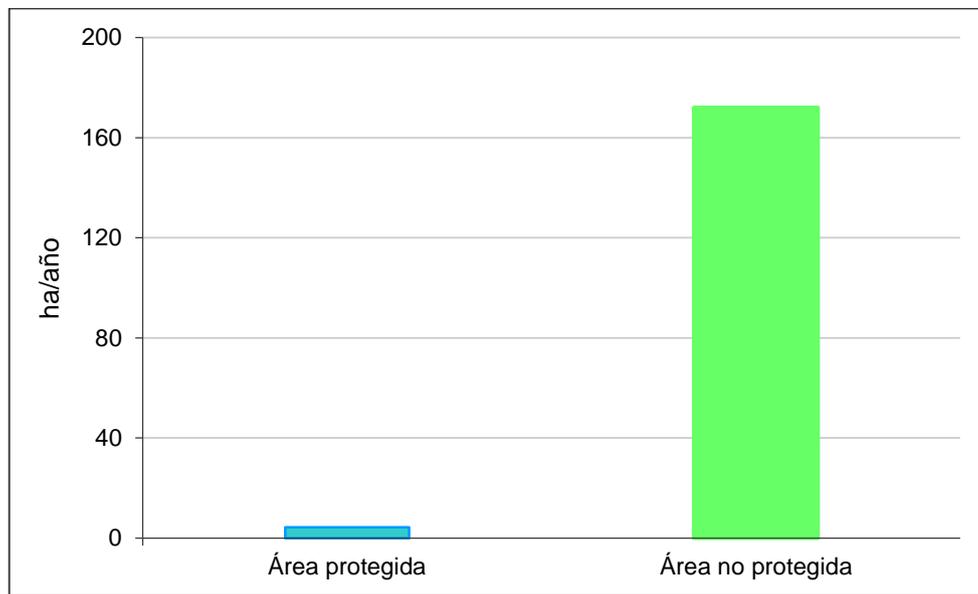


Figura 10. Área deforestada anualmente en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.

4.2. Patrones de fragmentación en el Parque Nacional Yasuní y su zona de amortiguamiento, parroquia Curaray

A continuación, se muestran los resultados obtenidos del análisis de los patrones espaciales de fragmentación forestal.

4.2.1 Patrones espaciales de fragmentación forestal.

Las métricas espaciales mostraron un cambio estructural del bosque nativo a nivel del paisaje entre los años de estudio, en cada una de las zonas delimitadas para el análisis dentro de la parroquia Curaray, como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Métricas espaciales en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.

Métricas	ANP		AP	
	1986	2018	1986	2018
Índice de forma media	1,32	1,34	1,67	1,55
Número de parches	375	988	93	130
Densidad de parches	0,08	0,22	0,03	0,04
Densidad de borde	4,26	8,36	1,41	1,51
Distancia euclidiana al vecino más cercano	71,29	73,18	97,30	83,50

Los resultados obtenidos referentes al índice de forma media, muestran que las dos zonas presentan áreas irregulares en razón que presentan valores mayores a 1. En el AP, el índice de forma media presenta una disminución en sus valores en el año 2018 con respecto al año 1986; por el contrario, en el ANP se evidencia un ligero incremento (Figura 11).

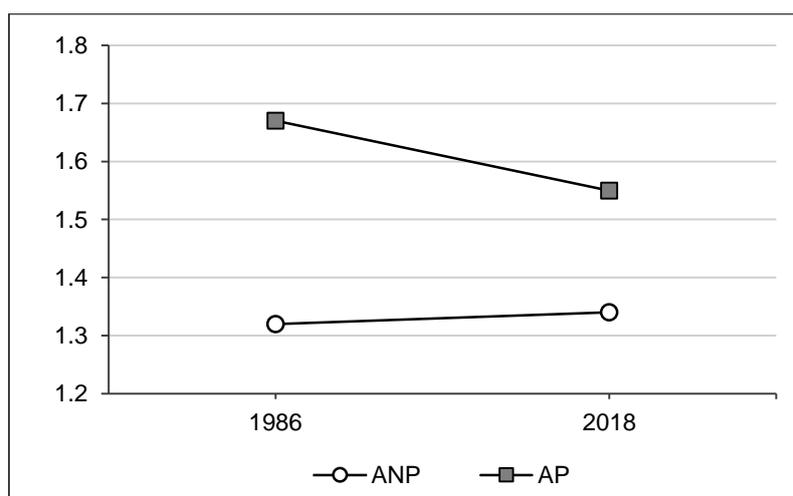


Figura 11. Índice de forma media en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.

Para el año 1986 el número de parches de bosque nativo en el AP y el ANP muestran diferencias significativas; sin embargo, para el año 2018 hubo un incremento en el número de parches en las dos zonas de 37 y 613 respectivamente, siendo mayor en el ANP (Figura 12).

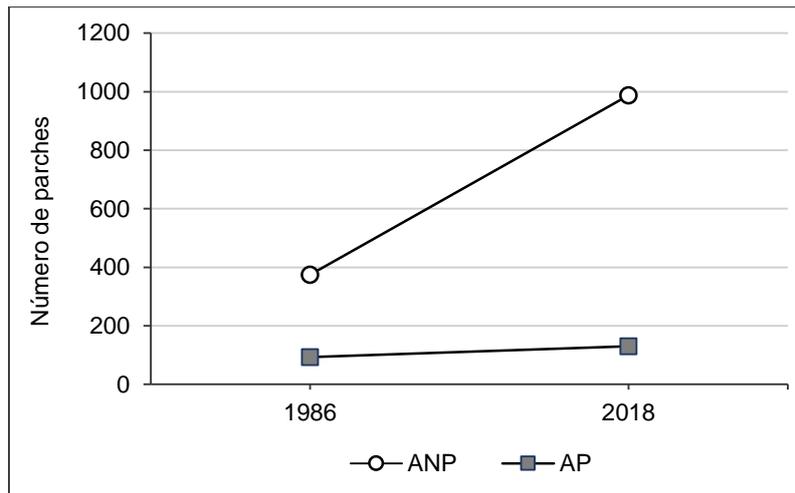


Figura 12. Número de parches en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.

En el AP la densidad de parches para el periodo 1986-2018 se mantuvo estable y muestra valores de densidad muy bajos (0,03 y 0,04 parches por cada 100 ha). Mientras que en el ANP el incremento fue mayor en relación al año 1986 y registró un aumento de 0,08 a 0,22 parches por cada 100 ha en 2018, este valor mayor que en el AP; esto demuestra una mayor distribución espacial de los parches ya que esta zona presenta mayor intensificación en la tasa de deforestación (Figura 13).

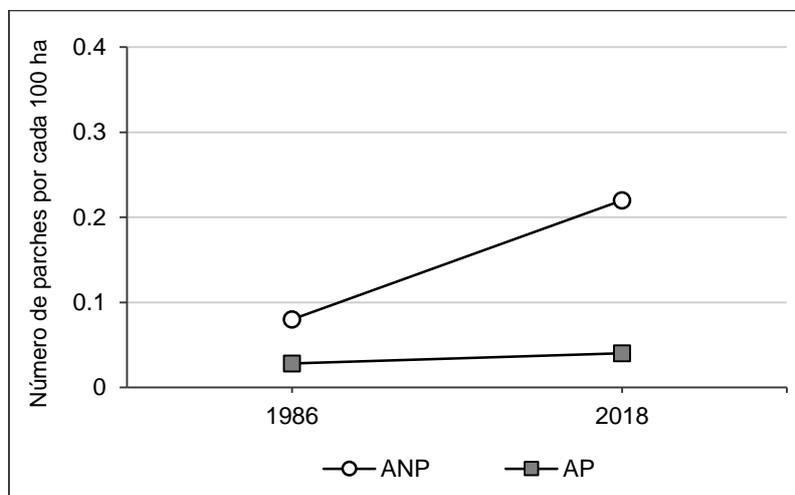


Figura 13. Densidad de parches en el AP y en el ANP entre 1986 y 2018.

Estos cambios en el paisaje también se caracterizaron por el incremento en la densidad de borde presente en las dos zonas. Durante el periodo 1986–2018 se evidencia que el ANP presenta mayor densidad de borde en relación al AP, con un aumento de 4,1 m/ha y 0,10 m/ha respectivamente (Figura 14).

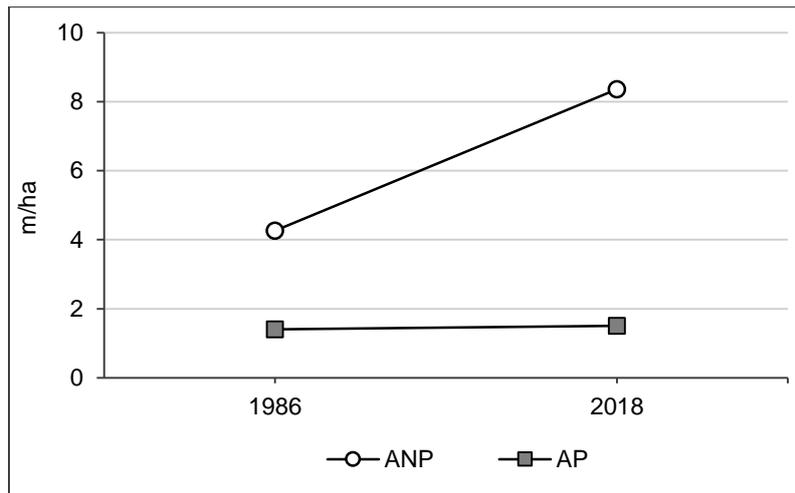


Figura 14. Densidad de borde en el AP y el ANP entre 1986 y 2018.

Finalmente, referente a la métrica de distancia euclidiana al vecino más cercano, se observa una disminución de 13,8 m para el AP; mientras que el ANP presentó un incremento de 1,9 m lo que puede indicar un ligero aumento en el aislamiento de parches.

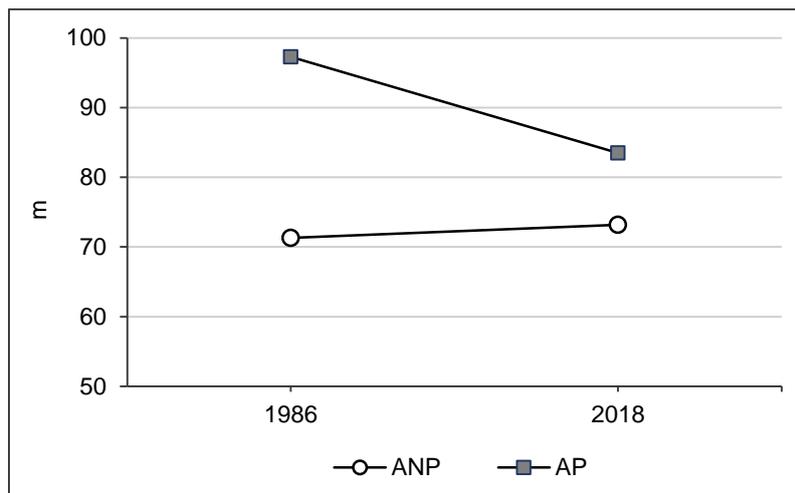


Figura 15. Distancia euclidiana al vecino más cercano en el AP y en ANP entre 1986 y 2018.

5. DISCUSIÓN

La información obtenida en el presente estudio muestra la dinámica de la cobertura de bosque nativo durante el periodo 1986-2018 en la parroquia Curaray, dentro del AP y su zona de amortiguamiento o ANP.

Cambio de uso de suelo

El análisis del cambio de las coberturas y usos de suelo entre 1986 y 2018 de la parroquia Curaray, revela que el bosque nativo a pesar de representar el mayor porcentaje de la superficie de la parroquia, ha disminuido y ha sido transformado hacia otras coberturas como área agropecuaria y zona antrópica, principalmente. El área agropecuaria y la zona antrópica se concentran en la zona Sur y en la zona Oeste de la parroquia y son las coberturas que han presentado más ganancias y han contribuido mayormente a la pérdida del bosque nativo, probablemente debido al aumento progresivo de asentamientos humanos. Además, el incremento de la superficie destinada a actividades agropecuarias en Curaray surge debido a la implementación de sistemas productivos agrícolas y ganaderos cerca de las zonas pobladas (Quiroz, 2015).

Esta información se puede corroborar con el análisis de datos históricos de la superficie de bosque nativo en Ecuador continental, que presenta una disminución de su cobertura entre 1990-2016 (MAE, 2017), a causa de los cambios de bosque a tierra agropecuaria. Sierra (2013) menciona que en área deforestada en el país fue transformada a áreas agropecuarias, dado que entre 1990 y 2010 la productividad agropecuaria creció de una forma continua. Asimismo, Eguiguren, Fischer y Günter (2019) mencionan que la conversión de bosques a tierras agrícolas, es la principal causa que afecta a los bosques de la Amazonía ecuatoriana.

Análisis de deforestación

Referente a la deforestación, según el MAE (2017) la tasa anual de deforestación en Ecuador continental fue de -0,65% entre 1990-2000 y de -0,48% entre 2014-2016; y para la provincia de Pastaza una deforestación anual de 4 090 ha entre 1990-2000 y de 1 147 ha/año entre 2014-2016. Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que la parroquia Curaray presenta una deforestación más baja de la mostrada a nivel nacional y provincial, con una tasa anual de deforestación de -0,02% (171 ha/año) entre 1986 y 2018. Se observan valores mínimos considerando que la mayor parte de la superficie de la parroquia se encuentra en la zona intangible del PNY y en su zona de amortiguamiento. En este contexto

Sierra (2013) señala que la caída de la deforestación en el país se debe a los siguientes factores: 1) intensificación de sistemas productivos rurales, 2) mejoras en la accesibilidad a áreas urbanas, 3) caída de las tasas de natalidad, y 4) el cierre de fronteras de colonización; además, menciona que el riesgo de deforestación aumenta en las zonas de colonización Norte y en los territorios indígenas en el Centro y Sur de la Amazonía.

No obstante, los resultados revelaron que los bosques nativos del AP han evidenciado pérdidas mínimas; mientras que en el ANP se observa la pérdida de 5 505 ha de bosque durante los 32 años de estudio.

El AP muestra una tasa muy baja de deforestación anual de -0,001% (4,4 ha/año); por ende, no se registran pérdidas significativas de bosque nativo en la zona Sur del PNY correspondiente a la zona intangible, que pertenece a la parroquia Curaray; sin embargo, estos resultados no se pueden generalizar para el resto del parque, ya que la dinámica de la cobertura de bosque es cambiante. El MAE (2017) registra valores más bajos de deforestación en el PNY, de -29 ha/año entre 2014-2016. Por el contrario Greenberg *et al.* (2005), Narvaez *et al.* (2013) y Ávila (2017) mencionan que a pesar de las delimitaciones territoriales que comenzaron cuando se declaró Parque Nacional en 1979, reserva mundial de la biósfera en 1989 y zona intangible en 1999, dentro del PNY continúa la pérdida de los bosques y se sigue explotando petróleo y madera.

En el ANP la deforestación fue mayor que en el AP y registró una tasa de deforestación anual de -0,04% (172 ha/año) entre 1986-2018. En esta zona además de las actividades agropecuarias, existe la tala indiscriminada de bosque para la comercialización de madera y el avance de la explotación petrolera (PDOT, 2015; Quiroz, 2015). Probablemente son los principales factores que contribuyen a la pérdida de bosque nativo y con ello, también se generan impactos directos en el uso de recursos y el cambio de uso de suelo, afectando la biodiversidad y el bienestar de las comunidades indígenas presentes en la parroquia.

Diferentes estudios han reportado que este comportamiento es similar en el resto de la RAE, y se atribuye a las políticas gubernamentales del país entre fines del siglo XIX y el siglo XX (Ley de Colonización, 1964; Ley de Reforma Agraria, 1973; y Ley de Desarrollo Agrario 1979), orientadas a la ocupación y dominio de la selva tropical y la producción petrolera iniciada en 1972, que promovieron la colonización de la Amazonía (Wasserstrom y Southgate, 2013; Loaiza *et al.*, 2017), siendo los principales causantes de la pérdida del 1,1% de sus bosques en los últimos años (Borja *et al.*, 2017). Amplias áreas de bosque son

deforestadas para cubrir las necesidades del nuevo sistema económico, que se establece progresivamente con la consolidación de ciudades y asentamientos rurales, generando una mayor presión poblacional, expansión agrícola y una deforestación incesante (Barbieri y Carr, 2005; Álvarez, 2017).

Si bien la deforestación fue mínima en el AP, el ANP aún registra mayores tasas de deforestación; no obstante, estos valores son bajos en comparación con las tasas de deforestación mostradas a nivel provincial y nacional. Este fenómeno puede atribuirse a la existencia de aproximadamente 85 000 ha de áreas comunitarias beneficiarias del PSB en la parroquia Curaray, ya que el enfoque principal de este programa es la reducción de la deforestación y la conservación de los bosques (Dávalos, 2011; MAE, 2015; Cuenca, Arriagada y Echeverría, 2018) y como mencionan Eguiguren *et al.* (2019) y Jones *et al.* (2016) las áreas inscritas en este programa han logrado reducir la deforestación. Por tanto se evidencia la contribución potencial de los programas y políticas como estrategia de conservación para mantener la integridad de los bosques (Hayes, Murtinho y Wolff, 2017; Mohebalian y Aguilar, 2018; Eguiguren *et al.*, 2019). Las AP se pueden considerar como un escudo contra la deforestación, especialmente en áreas con alta densidad poblacional; sin embargo, aunque las AP presenten tasas de deforestación menores en comparación con las áreas no protegidas, esto no implica que las AP tengan una máxima eficacia para la conservación, ya que estas áreas aún experimentan deforestación, de modo que aún se requieren mayores esfuerzos para evitar la pérdida de los bosques naturales (Cuenca y Echeverría, 2017; Van Der Hoek, 2017).

Patrones espaciales de fragmentación forestal

Por otro lado, aunque la pérdida de los bosques nativos fue relativamente menor que en el resto del país, la configuración de bosque nativo a nivel de paisaje entre 1986 y 2018 en las zonas de análisis, señala el patrón hacia la fragmentación forestal como consecuencia del aumento de la intervención antrópica.

En el periodo de análisis el número de parches mostró una tendencia creciente para las dos zonas, siendo mayor en el ANP. La densidad de parches en el AP se mantuvo estable y muestra valores mínimos, mientras que en el ANP se observó que la densidad de parches es mayor y para el año 2018 aumentó, demostrando una mayor distribución espacial. Estos cambios en el paisaje también se caracterizaron por el incremento en la densidad de borde presente en las dos zonas; además el ANP presentó un incremento en la distancia euclidiana

al vecino más cercano lo que indica un aumento en el aislamiento de parches. Por lo antes expuesto se prevé que el ANP presenta una fuerte tendencia hacia la fragmentación forestal a través del cambio de la configuración espacial y se puede atribuir a que esta zona se ha visto afectada en los últimos 32 años por una mayor intensificación de deforestación, lo que ha generado pérdida de la cobertura forestal. Estos resultados se ratifican con lo propuesto por McGarigal y Cushman (2002) quienes señalan que la alteración de los patrones espaciales origina fragmentación y como consecuencia se aprecia un incremento en el número de parches, disminución de la superficie total y aumento en el aislamiento entre parches. La modificación en el número de parches muestra cuan dividida puede estar la cobertura forestal, además un paisaje que presente mayor densidad de parches es más heterogéneo y está más fragmentado (McGarigal y Cushman, 2002; Correa, Volante y Seghezso, 2012); por otra parte Neel *et al.* (2004) y Batistella *et al.* (2013) mencionan que el aumento de borde también se considera como una consecuencia de la fragmentación

Patrones similares se han reportado en otros estudios que analizan la fragmentación en bosques tropicales de la Amazonía ecuatoriana, tal es el caso de Sandoval, Pujantell, Barriocanal y Boada (2016) quienes señalan que la provincia de Pastaza para el año 2014 presentó una densidad de parches de 0,03 parches por cada 100 ha; los valores relacionados a la distancia al vecino más cercano mostraron un promedio que osciló entre 60 y 65 m, y la densidad de borde presentó valores muy bajos; además mencionan que a nivel cantonal Arajuno muestra fragmentación, a pesar de mantener su área bien conservada. No obstante Bonilla-Bedoya *et al.* (2014) mencionan que a nivel de la RAE la densidad de parches ha evidenciado un aumento de 0,04 a 0,06 parches por cada 100 ha entre 1990 y 2008, e incremento del número de parches, por lo cual sugiere que existe una tendencia hacia la estabilidad en el paisaje amazónico de Ecuador.

A nivel nacional la fragmentación es una de las principales amenazas de los ecosistemas forestales tropicales y se produce por el cambio en el uso del suelo, que conducen a una reducción de la superficie forestal, división de los bosques en parches y pérdida de hábitat (Armenteras *et al.*, 2016; Arroyo *et al.*, 2017); en el país la fragmentación está aumentando, con efectos perjudiciales sumados a los que se derivan de la deforestación (Tapia-Armijos *et al.*, 2015). Como ya se mencionó anteriormente, las políticas petroleras y de reforma agraria, promovieron el cambio de uso del suelo y por ende de la cobertura forestal de la Amazonía, favoreciendo la colonización y la consolidación de espacios mercantiles, de ahí que la

deforestación tropical y la fragmentación forestal, son las consecuencias de un sistema económico de alto impacto ambiental y humano (López *et al.*, 2013).

La apertura de carreteras en la RAE, y dentro del PNY y su zona de amortiguamiento, han facilitado la colonización y deforestación en el noreste del PNY, y la tala ilegal en la zona Sur y Oeste del parque. Como resultado las principales amenazas del área incluyen el tráfico de vida silvestre, la tala, la agricultura, la ganadería, la fragmentación forestal, el aislamiento del hábitat y los efectos de borde del bosque; además cabe resaltar que los impactos en la biodiversidad pueden ocurrir incluso más rápido debido a la fragmentación que a la deforestación (Albacete, Espinosa y Prado, 2004; Finer *et al.*, 2009 y Bass *et al.*, 2010).

El análisis de las métricas reveló que los bosques nativos en el AP y en el ANP presentan una tendencia hacia la fragmentación forestal a pesar de mostrar tasas muy bajas de deforestación, siendo la tendencia más fuerte en el ANP. De manera similar Cuenca y Echeverría (2017) mencionan que a pesar de que la deforestación en las AP muestra una tendencia a disminuir con el tiempo, no es el caso de los patrones de fragmentación, que han ido en aumento con los años; sin embargo, la continua deforestación y fragmentación en las zonas circundantes ponen en riesgo el mantenimiento del bosque y conducen al aislamiento de parches en el bosque. En este contexto, la razón plausible de la diferencia entre las tasas de deforestación y fragmentación puede ser el beneficio de las políticas de protección y conservación entre las dos zonas.

Estos hallazgos indican la necesidad urgente de fortalecer las medidas de conservación y restauración para contrarrestar la pérdida de cobertura forestal y la fragmentación forestal, y mejorar la conectividad del paisaje, con el fin de reducir las tasas de extinción y contribuir a mantener los servicios ecosistémicos (Haddad *et al.*, 2015).

Implicaciones para la conservación

La RAE representa el 1,5% de la cuenca del Amazonas y el 30% del territorio nacional; contiene una importante biodiversidad, es proveedor de bienes y servicios ecosistémicos, y alberga la mayor extensión de bosques nativos del país (MAE, 2012; López *et al.*, 2013; PNUD, 2016). No obstante, estos ecosistemas tropicales enfrentan problemas de deforestación a causa del aumento de construcción de carreteras y la colonización subsecuente, y esto sumado a la explotación petrolera, acarrearán consecuencias directas a la selva como la fragmentación (Cajamarca, Paredes, Cabrera y Guananga 2019).

Arroyo *et al.* (2017) mencionan que las altas tasas de deforestación proyectadas en la Amazonía Centro-Sur, están acompañadas de un complejo proceso de degradación de los bosques, por efectos de la fragmentación; en los escenarios de mayor deforestación, los indicadores de paisaje evidencian un serio proceso de degradación por pérdida de hábitat y cambios en la heterogeneidad del paisaje. De modo que, la fragmentación produce cambios en la estructura y composición de la cobertura forestal y por consiguiente el aislamiento de poblaciones; cambios que pueden afectar la capacidad de adaptación de ciertas especies y ecosistemas a los cambios de clima, aumentar la probabilidad de eventos de fuego, alterar factores ambientales, etc. (Armenteras *et al.*, 2016); además puede influir en los procesos ecológicos de los bosques, modificación del régimen hídrico, afectación al balance de energía, afectación al microclima y consecuencias importante sobre la biota (reducción del área total del hábitat y división del mismo en remanentes aislados) (Riitters *et al.*, 2002).

No obstante, las políticas de conservación tales como, el programa basado en incentivos económicos PSB y las AP, ofrecen un gran potencial para la conservación de biodiversidad y disminución de las tasas de deforestación. La adecuada conservación de los servicios ecosistémicos en las AP y en las zonas beneficiarias del PSB sugieren que las estrategias de conservación y las actividades de tala son cada vez más compatibles a nivel de paisaje y la presión más alta se encuentra en los bosques circundantes (Eguiguren *et al.*, 2019).

Finalmente, cabe destacar que el presente estudio evidenció cambios significativos de la cobertura forestal y de los patrones espaciales en los paisajes sin protección. Por tanto, no hay duda que, si los patrones de deforestación y fragmentación continúan en el país, pueden llegar a afectar la biodiversidad de la Amazonía ecuatoriana. Considerando el enorme potencial de los recursos naturales en la RAE, existe la necesidad urgente de impulsar políticas ambientales enfocadas en la planificación del uso del suelo, con el objetivo de alcanzar un equilibrio entre el desarrollo económico, social y ambiental; en este sentido, la incorporación de enfoques de paisaje puede servir como una herramienta integral para priorizar áreas de conservación (Sanchez y Reyes, 2015; Eguiguren *et al.*, 2019). Sobre estos hallazgos, cabe resaltar que las zonas circundantes a las AP bajo el concepto de zonas de amortiguamiento, son áreas ecológicamente importantes para la conservación, ya que ejercen mayor presión de desarrollo en las AP. Estas zonas tienen un gran dilema entre desarrollo y conservación, por tanto, el desarrollo sustentable enfocado en el manejo adecuado de los recursos naturales, por ejemplo: el ecoturismo, la agroforestería, etc. se pueden considerar como alternativas de solución, a fin de atenuar los efectos humanos sobre las AP.

6. CONCLUSIONES

- El bosque nativo de la parroquia Curaray evidenció una disminución de 0,66% de su cobertura en el periodo de 32 años (1986-2018), con una tasa de deforestación de -0,02% (171 ha/año), observándose una tasa baja en comparación con las tasas de deforestación mostradas a nivel provincial y nacional.
- El ANP presentó mayor deforestación de bosque nativo, dado que se encuentra en un proceso de incremento de intervención antrópica, por actividades agropecuarias; mientras que el AP mostró una tasa de deforestación baja, considerando que ésta área pertenece a la zona intangible del PNY y se encuentra bajo políticas de conservación.
- A pesar de que la pérdida de cobertura forestal es mayor en el ANP en comparación con el AP, las métricas espaciales presentan una tendencia similar a lo largo del tiempo en las dos zonas analizadas, siendo mayor en el ANP ya que se observa una fuerte tendencia hacia la fragmentación forestal, debido al aumento en la densidad de parches, número de parches y densidad de borde, además un ligero incremento en el aislamiento de parches.
- La intensificación de las actividades antropogénicas: actividades agropecuarias, apertura de carreteras y el aumento de zonas pobladas, son las principales causas de la pérdida de bosque nativo en la parroquia Curaray y por consiguiente de la deforestación y fragmentación forestal.

7. RECOMENDACIONES

- Extender el estudio en la Amazonía ecuatoriana a diferentes escalas temporales y determinar los principales drivers de deforestación y fragmentación, a fin de obtener información más completa.
- Realizar estudios periódicos que permitan determinar el progreso y la efectividad de las políticas y programas de conservación en la Amazonía ecuatoriana, y proponer alternativas para el fortalecimiento de las mismas, con el fin de proteger la cobertura forestal natural.
- Promover la cuantificación y el mapeo de deforestación y fragmentación en zonas de importancia ecológica, puesto que la información generada se puede utilizar como herramienta de apoyo en estudios orientados a la planificación de uso del suelo y en la priorización de áreas de conservación.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar Arias, H., Mora Zamora, R., y Vargas Bolaños, C. (2015). Metodología para la corrección atmosférica de imágenes Aster, Rapideye, Spot 2 y Landsat 8 con el módulo Flaash del software ENVI. *Revista Geográfica de América Central*, 2(53). <https://doi.org/10.15359/rgac.2-53.2>
- Albacete, C., Espinosa, P., & Prado, W. (2004). *Rapid evaluation of the Gran Yasuní Napo*. Durham, NC: ParksWatch. 26 p.
- Alvarado, D. (2014). *Dinámica Espacio-Temporal de la cobertura de Bosque Seco Tropical del Departamento del Valle del Cauca, Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
- Álvarez, K. (2017). Presiones a los territorios de los Tageiri, Taromenane y otras familias no contactadas en la Amazonía ecuatoriana. *Ciencia y Política*, 12(24), 97–144. <https://doi.org/https://doi.org/10.13446/cp.v12n24.65330>
- Araya, J. M. (2009). *Proyecto Microcuenca Plantón - Pacayas. Manual de procesos en fotografías aéreas e Imágenes de satélite*. San José, Costa Rica.
- Argotty, F., Zamora Prereira, J., Brenes Pérez, C., Schelesing, P., Cifuentes Jara, M., Imbach, P., y Chacón, M. (2018). *Manual metodológico para la construcción de niveles de referencia para REDD+* (Serie técnica Manual técnico no. 140). Turrialba, Costa Rica: Argüello Leiva, M; Cifuentes Jara, M. (eds.).
- Armenteras, D., González, TM., Retana, J., Espelta, J. (2016). *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales*. IBERO-REDD+.
- Armenteras, D., y Vargas, O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 229–239. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1sup.50848>
- Arroyo, L. M., Baroja, C., Batker, D., Belmont, P., Briceño, T., Burbano, R., ... Romo, D. (2017). *¿Está agotado el periodo petrolero en Ecuador Alternativas hacia una sociedad más sustentable y equitativa: Un estudio multicriterio*. Quito, Ecuador: La Tierra.
- Ávila Santamaría, R. (2017). El sumak kawsay, el Yasuní y los pueblos en aislamiento

- ¿alternativa al desarrollo capitalista? *Revista Derecho e Práxis*, 8(4), 2962–2988.
<https://doi.org/10.1590/2179-8966/2017/31222>
- Barbieri, A. F., & Carr, D. L. (2005). Gender-specific out-migration, deforestation and urbanization in the Ecuadorian Amazon. *Global and Planetary Change*, 47(2–4), 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2004.10.005>
- Barbosa, O., & Marquet, P. A. (2002). Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*, 132(2), 296–306. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0951-3>
- Barchuk, H. B. (2013). Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio. *Revista de Teledetección*, (40), 3–12.
- Bass, M. S., Finer, M., Jenkins, C. N., Kreft, H., Cisneros-heredia, D. F., Shawn, F., ... Kunz, T. H. (2010). Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuni National Park, *PLoS ONE* 5(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008767>
- Batistella, M., Robeson, S., & Moran, E. F. (2013). Settlement Design, Forest Fragmentation, and Landscape Change in Rondonia, Amazonia. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69(7), 805–812. <https://doi.org/10.14358/pers.69.7.805>
- Bonilla-Bedoya, S., Molina, J. R., Macedo-Pezzopane, J. E., & Herrera-Machuca, M. A. (2014). Fragmentation patterns and systematic transitions of the forested landscape in the upper Amazon region, Ecuador 1990-2008. *Journal of Forestry Research*, 25(2), 301–309. <https://doi.org/10.1007/s11676-013-0419-9>
- Borja, María; Aragón, J, y Carmen, J. (2017). Bosques de la Región Amazónica Ecuatoriana: ¿Qué nos dicen las cifras de deforestación de los últimos 15 años? *XVI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica-CONFIBSIG*, 63–76.
- Boyle, S. A., Kennedy, C. M., Torres, J., Colman, K., Pérez-Estigarribia, P. E., & De La Sancha, N. U. (2014). High-resolution satellite imagery is an important yet underutilized resource in conservation biology. *PLoS ONE*, 9(1), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086908>
- Bulte, E., Hector, A., & Larigauderie, A. (2005). *Ecoservices: assessing the impacts of biodiversity changes on ecosystem functioning and services. Report*. Paris: Diversitas.
- Cajamarca Carrasco, D. I., Paredes Godoy, M. M., Cabrera Escobar, J. O., y Guananga Díaz,

- N. I. (2019). La sostenibilidad del Parque Nacional Yasuní, un derecho privado del estado ecuatoriano al pueblo Waorani por la actividad petrolera. *Caribeña de Ciencias Sociales*, (marzo). Recuperado de <https://www.eumed.net/rev/caribe>
- Campbell, J., & Wynne, R. (2011). Introduction to remote sensing. New York: THE GILFORD PRESS.
- Chander, G., Markham, B. L., & Barsi, J. A. (2007). Hipersemiotika; Kritik Nalar Semiotika Sebagai Teori Dusta dalam Qur'anic Studies. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 4(3), 490–494. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2007.898285>
- Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental*. Barcelona, España: Ariel, S.A.
- Chuvieco, E. (2009). *Fundamentals of Satellite Remote Sensing. Fundamentals of Satellite Remote Sensing*. Taylor & Francis Group.
- Congalton, R. G., & Green, K. (2009). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices* (Second Edition). CRC Press.
- Correa, J. J., Volante, J. N., y Seghezzi, L. (2012). Análisis de la fragmentación y la estructura del paisaje en bosques nativos del norte argentino. *Avances En Energías Renovables y Medio Ambiente*, 16(0329-5184), 97–103.
- Cuenca, P., & Echeverría, C. (2017). How do protected landscapes associated with high biodiversity and population levels change? *PLoS ONE*, 12(7), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180537>
- 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), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203545>
- Dávalos González, J. (2011). El Convenio del Programa Socio Bosque y las Comunidades Indígenas en Ecuador. Amazon Watch. Recuperado de <https://amazonwatch.org/>
- Dávila, F. (2010). *Introducción a los Sistemas de Información Geográfica*. Servicio de Documentación Geográfica y Biblioteca IGN. Recuperado de <http://www.sge.org>

- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of Ecosystem Services and Deforestation in Landscapes With and Without Incentive-Based Forest Conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forest*, 10(5). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/f10050442>
- FAO. (2016a). *El estado de los bosques del mundo*, 36. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia. Recuperado de <http://www.fao.org>
- FAO. (2016b). *Estado mundial del Recurso suelo*. Resumen técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia. Recuperado de <http://www.fao.org>
- FAO. (2017). Monitoreo de la deforestación y degradación forestal. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia. Recuperado de <http://www.fao.org>
- Figueroa B., E., Simonetti, J. (2003). *Globalización y biodiversidad: oportunidades y desafíos para la sociedad chilena*. Universidad de Chile. Programa Interdisciplinario de Estudios en Biodiversidad. Chile. Editorial Universitaria.
- Finer, M., Vijay, V., Ponce, F., Jenkins, C. N., & Kahn, T. R. (2009). Ecuador's Yasuní Biosphere Reserve: a brief modern history and conservation challenges. *Environmental Research Letters*, 4(3). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/3/034005>
- Greenberg, J. A., Kefauver, S. C., Stimson, H. C., Yeaton, C. J., & Ustin, S. L. (2005). Survival analysis of a neotropical rainforest using multitemporal satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 96(2), 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.02.010>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hayes, T., Murtinho, F., & Wolff, H. (2017). The Impact of Payments for Environmental Services on Communal Lands: An Analysis of the Factors Driving Household Land-Use Behavior in Ecuador. *World Development*, 93, 427-446. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.01.003>
- IGAC (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data

- Continuity Mission). *Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica del IGAC-CIAF*, 46.
- Jaramillo, L. V., y Antunes, A. F. (2018). Detección de cambios en la cobertura vegetal mediante interpretación de imágenes Landsat por redes neuronales artificiales (RNA). Caso de estudio: Región Amazónica Ecuatoriana. *Revista de Teledetección*, (51), 33. <https://doi.org/10.4995/raet.2018.8995>
- Jensen, J. R. (2007). *Remote sensing of vegetation. In Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*. United States of America: PEARSON.
- Jones, K. W., Holland, M. B., Naughton-Treves, L., Morales, M., Suarez, L., & Keenan, K. (2016). Forest conservation incentives and deforestation in the Ecuadorian Amazon. *Environmental Conservation*, 44(1), 56–65. <https://doi.org/10.1017/s0376892916000308>
- Leadley, P., Pereira, H. M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J. F., Proença, V., Scharlemann, J. P. W., & Walpole, M. J. (2010). *Biodiversity Scenarios: Projections of 21st Century Change in Biodiversity and Associated Ecosystem Services*. In: Diversity SotCoB. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Report 50, Montreal, Canada.
- Li, Z., Chen, J., & Baltsavias, E. (2008). *Advances in photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences : 2008 ISPRS congress book*. Florida: CRC Press.
- Lillesand, T., Kiefer, R., & Chipman, J. (2015). *Remote sensing and image interpretation (Seventh)*. United States of America: WILEY.
- Loaiza, T., Borja, M. O., Nehren, U., & Gerold, G. (2017). Analysis of land management and legal arrangements in the Ecuadorian Northeastern Amazon as preconditions for REDD+ implementation. *Forest Policy and Economics*, 83, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.05.005>
- Longley, P., Goodchild, M., Maguire, D., & Rhind, D. (2010). *Geographic information systems and science*. U.S.:Jhon Wiley & Sons.
- López, V., Espíndola, F., Calles, J., y Janette, U. (2013). *Amazonía Ecuatoriana Bajo Presión*. EcoCiencia. Quito, Ecuador. Obtenido de <http://ecociencia.org>
- Lu, D., & Weng, Q. (2007). A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5),

823–870. <https://doi.org/10.1080/01431160600746456>

- Macedo-Cruz, A., Pajares-Martinsanz, G., Santos-Peñas, M., y Santos-Peñas, M. (2010). Clasificación no supervisada con imágenes a color de cobertura terrestre. *Agrociencia*, 44(6), 711–722.
- MAE. (2012). *Metodología para la Representación Cartográfica de los Ecosistemas del Ecuador Continental*, 7–85. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- MAE. (2014). *Guía Informativa de las Áreas Naturales Protegidas del Ecuador*. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- MAE. (2015a). *Cambio Climático y Uso de la Tierra*, 1–11. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- MAE. (2015b). *Programa Nacional de incentivos Socio Bosque*. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- MAE. (2016). *Bosques para el Buen Vivir - Plan de Acción REDD+ Ecuador (2016-2025)*. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- MAE. (2017). *Deforestación del Ecuador Continental periodo 2014-2016*, 37. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Maged Marghany. (2014). *Advanced geoscience remote sensing*. Intech
- McGarigal, K. (2014). *Landscape Pattern Metrics*. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07723>
- McGarigal, K. (2015). *Fragstats Help. Fragstats*. 1–182. [https://doi.org/10.1016/S0022-3913\(12\)00047-9](https://doi.org/10.1016/S0022-3913(12)00047-9)
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12(2), 335–345. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2)
- McGarigal, K., Cushman, S., & Ene, E. (2012). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Amherst.
- Mena, C. F. (2010). Deforestación en el Norte de la Amazonía Ecuatoriana: del patrón al proceso. *Polémika: Universidad San Francisco de Quito*, 5(1), 58–65.

- Mohebalian, P. M., & Aguilar, F. X. (2018). Beneath the Canopy: Tropical Forests Enrolled in Conservation Payments Reveal Evidence of Less Degradation. *Ecological Economics*, 143, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.038>
- Narvaez, I., De Marchi, M., y Pappalardo, S. E. (2013). Yasuní zona de sacrificio, Análisis de la iniciativa ITT y los derechos colectivos indígenas. *FLACSO Ecuador*, 310.
- Neel, M. C., McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2004). Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology*, 19(4), 435–455. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000030521.19856.cb>
- Olaya, V. (2014). *Sistemas de información geográfica. Tomo I*. Creative Commons Atributes.
- Pacheco, C., Valle, H., Delrieux, C., y Bianchi, G. (2014). Procesamiento Inteligente de Imágenes Satelitales Métodos avanzados y acelerados de segmentación y fusión de información. *WICC 2014 XVI Workshop de Investigadores en Ciencias de la Computación 275–279*, Corrientes, Argentina. <https://doi.org/10.13140/2.1.4380.5764>
- PDOT (2015). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la Parroquia Curaray 2015-2019.
- PNUD. (2016). La Amazonía y la Agenda 2030, 36. Recuperado de <https://www.undp.org>
- Pontius, R. G., Shusas, E., & McEachern, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101, 251–268. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2003.09.008>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Quiroz, E. (2015). *Cambios del uso de suelo en el cantón Arajuno, Ecuador (2000, 2008 y 2013) Análisis enfocado en la nacionalidad Huaorani*. Universidad de Salzbug. Quito, Ecuador.
- Rashed, T., & Juergens, C. (2010). *Remote sensing of urban and suburban areas*. USA: Springer Science & Business Media
- Riitters, K. H., Wickham, J. D., Neill, R. V. O., Jones, K. B., Smith, R., Coulston, J. W., ... Smith, E. R. (2002). Fragmentation of Continental United States Forests. *Ecosystems*,

5(8), 815–822. <https://doi.org/10.1007/s10021002-0209-2>

- Rodríguez-Eraza, N., Pabón-Caicedo, J., Bernal-Suárez, N., y Martínez-Collantes, J. (2010). *Cambio climático y su relación con el uso del suelo en los Andes colombianos*. Bogotá, D. C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
- Rodríguez Pérez, D. (2015). *Cuestiones de teledetección*. UNED - Universidad Nacional de Educación a Distancia.
- Roman-Gonzalez, A., Vargas-cuentas, N., Roman-gonzalez, A., Indira, N., y De, V. A. (2014). Análisis de imágenes hiperspectrales. *Revista Ingeniería y Desarrollo*, 9(35), 14-17.
- Sanchez, M., y Reyes, C. (2015). Ecuador: Revisión a las principales características del recurso forestal y de la deforestación. *Revista Científica y Tecnológica UPSE*, 3(1), 41. <https://doi.org/10.26423/rctu.v3i1.70>
- Sandoval, A., Pujantell, J., Barriocanal, C., y Boada, M. (2016). *Deforestation and fragmentation in Ecuadorian Northern Amazon. Do protected areas and payment for ecosystem services improve conservation? Are new approaches needed?* ICTA, Autonomous University of Barcelona, Barcelona.
- San Vicente, M. G., y Valencia, P. J. L. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geograficos*, 69(265), 519–543. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0427>
- Sierra, R. (2013). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito, Ecuador.
- Silva, S., Arévalo, L., y Herrera, M. (2010). *Análisis Histórico de Cambios de uso de suelo, Cobertura vegetal y Determinación de escenarios futuros de deforestación en un área del bosque protector Alto Nangaritza*. PROFAFOR. Loja, Ecuador.
- Sunitha, A., & Suresh, B. G. (2015). Satellite Image Classification Methods and Techniques: A Review. *International Journal of Computer Applications*, 119(8), 20–25. <https://doi.org/10.1021/acs.orglett.7b02266>
- Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., & de la Cruz, M. (2015). Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a

- Hotspot of Biodiversity. *PLoS ONE*, *10*(9), e0133701.
<http://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Tobar, M. (2013). Guía Práctica: Clasificación de Imágenes Satelitales, 1–31. Obtenido de <http://arcgeek.com/>
- Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2003). *Landscape ecology in theory and practice : pattern and process*. Springer.
- Turner, M. G. (2005). Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *36*(1), 319–344.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- USGS. (2018). Landsat 8 Data User Handbook. *United States Geological Survey*. Obtenido de <https://www.usgs.gov/>
- Valdés, A. (2011). Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas*, *20*(2–3), 11–20.
<https://doi.org/10.7818/re.2014.20-2-3.00>
- Van Der Hoek, Y. (2017). The potential of protected areas to halt deforestation in Ecuador. *Environmental Conservation*, *44*(2), 124–130.
<https://doi.org/10.1017/S037689291700011X>
- Wasserstrom, R., & Southgate, D. (2013). Deforestación, reforma agraria y desarrollo petrolero en Ecuador, 1964-1994. *Natural Resources*, *04*(01), 31–44.
<https://doi.org/10.4236/nr.2013.41004>
- WWF. (2018). *Living Planet Report. Environmental Conservation* (Vol. 26). World Wide Fund For Nature. Gland, Switzerland. <https://doi.org/10.1080/09528820802312343>
- Xie, Y., Sha, Z., & Yu, M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, *1*(1), 9–23. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtm005>

9. ANEXOS

Anexo 1. Matriz de error del año 1986.

COBERTURA	DATOS DE REFERENCIA						PRECISIÓN USUARIO (%)	KAPPA	PRECISIÓN GLOBAL (%)	KAPPA
	Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área agropecuaria	Área sin cobertura vegetal	TOTAL				
Bosque	47	2	7	1	0	57	82,46	0,78		
CLASIFICACIÓN	Cuerpos de agua	0	47	0	0	4	51	92,16	0,90	
	Zona antrópica	0	0	40	3	1	44	90,91	0,88	
	Área agropecuaria	3	0	3	46	0	52	88,46	0,86	90
	Área sin cobertura vegetal	0	1	0	0	45	46	97,83	0,97	0,88
	TOTAL	50	50	50	50	50	250			
PRECISIÓN PRODUCTOR (%)	94	94	80	92	90					

Anexo 2. Matriz de error del año 2018

COBERTURA	DATOS DE REFERENCIA						PRECISIÓN USUARIO (%)	KAPPA	PRECISIÓN GLOBAL (%)	KAPPA
	Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área agropecuaria	Área sin cobertura vegetal	TOTAL				
Bosque	47	6	3	2	0	58	81,03	0,76		
CLASIFICACIÓN	Cuerpos de agua	0	40	0	0	4	44	90,91	0,89	
	Zona antrópica	0	0	43	4	0	47	91,49	0,89	
	Área agropecuaria	3	3	4	44	0	54	81,48	0,77	88
	Área sin cobertura vegetal	0	1	0	0	46	47	97,87	0,97	0,85
	TOTAL	50	50	50	50	50	250			
PRECISIÓN PRODUCTOR (%)	94	80	86	88	92					

Anexo 3. Matriz de transición de cambio de cobertura y uso de suelo

COBERTURA	Año 2018						PÉRDIDAS	GANANCIAS	CAMBIO NETO	CONTRIBUCIÓN AL CAMBIO NETO DE BOSQUE
	Bosque	Cuerpos de agua	Zona antrópica	Área agropecuaria	Área sin cobertura vegetal	TOTAL				
Bosque	801 369,5	2 269,4	707,6	5 255,1	190,9	809 793	-8 423	2 937	-5 486	0
Cuerpos de agua	2 385,3	4718,9	14,0	246,9	186,8	7 552	-2 833	2 347	-486	-116
Zona antrópica	30,6	3,4	20,5	22,8	0,3	78	-57	841	784	-677
Área agropecuaria	410,6	48,6	117,5	408,4	6,8	992	-583	5 543	4 960	-4 845
Área sin cobertura vegetal	111	25,7	2,1	18,5	4,2	1 61	-157	385	227	-80
TOTAL	804 307	7 066	862	5 952	4	818 575				

Año 1986