



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

“EVALUACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN Y PÉRDIDA DEL BOSQUE
HÚMEDO EN LA PROVINCIA DE ESMERALDAS, EN EL HOTSPOT
TUMBES-CHOCÓ-MAGDALENA”

TRABAJO DE TITULACIÓN PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO/A EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

AUTORA:

Jazmín Ubaldina Ortega Chuquín

DIRECTOR:

Ing. Darío Paúl Arias Muñoz MSc.

Septiembre, 2021



FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES

**CERTIFICACIÓN TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE
TITULACIÓN**

Ibarra, 22 septiembre del 2021

Para los fines consiguientes, una vez revisado el documento en formato digital el trabajo de titulación: **“EVALUACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN Y PÉRDIDA DEL BOSQUE HÚMEDO EN LA PROVINCIA DE ESMERALDAS, EN EL HOTSPOT TUMBES-CHOCÓ-MAGDALENA”**, de autoría de la señorita JAZMÍN UBALDINA ORTEGA CHUQUÍN estudiante de la Carrera de **INGENIERÍA RECURSOS NATURALES RENOVABLES** el tribunal tutor **CERTIFICAMOS** que la autora ha procedido a incorporar en su trabajo de titulación las observaciones y sugerencia realizadas por este tribunal.

Atentamente,

TRIBUNAL TUTOR

FIRMA

Ing. Paúl Arias MSc.
DIRECTOR TRABAJO TITULACIÓN

Ing. Melissa Layana MSc.
MIEMBRO TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE TITULACIÓN

Ing. Oscar Rosales MSc.
MIEMBRO TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE TRITULACIÓN

Misión Institucional:

Contribuir al desarrollo educativo, científico, tecnológico, socioeconómico y cultural de la región norte del país. Formar profesionales críticos, humanistas y éticos comprometidos con el cambio social.



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

UNIVERSIDAD ACREDITADA RESOLUCIÓN NRO. 001-073-CEAACES-2013-13
Ibarra-Ecuador

**AUTORIZACIÓN DE USO Y PUBLICACIÓN A FAVOR DE LA
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE**

1. IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA

En cumplimiento del Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior, hago la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte de manera digital para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual pongo a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO		
CÉDULA:	100417772-9	
APELLIDOS Y NOMBRES:	Ortega Chuquín Jazmín Ubaldina	
DIRECCIÓN:	Imbaya línea férrea y Oswaldo SAA	
EMAIL:	juortegac@utn.edu.ec	
TELEFONO FIJO Y MOVIL:	540-179	0981359530

DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	EVALUACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN Y PÉRDIDA DEL BOSQUE HÚMEDO EN LA PROVINCIA DE ESMERALDAS, EN EL HOTSPOT TUMBES-CHOCÓ-MAGDALENA
AUTORA:	Ortega Chuquín Jazmín Ubaldina
FECHA:	23 septiembre, 2021
SOLO PARA TRABAJO DE TITULACIÓN	
PROGRAMA:	<input checked="" type="checkbox"/> PRESGRADO <input type="checkbox"/> POSGRADO
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	Ingeniería en Recursos Naturales Renovables
DIRECTOR:	Ing. Paúl Arias MSc.



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

UNIVERSIDAD ACREDITADA RESOLUCIÓN NRO. 001-073-CEAACES-2013-13
Ibarra-Ecuador

2. CONSTANCIAS

La autora manifiesta que la obra objeto de la presente autorización es original y se la desarrolló, sin violar derechos de autor de terceros, por lo tanto, la obra es original y que es la titular de los derechos patrimoniales, por lo que asume la responsabilidad sobre el contenido de la misma y saldrá en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, a los 23 días del mes de septiembre de 2021

LA AUTORA:

Jazmín Ubaldina Ortega Chuquín
C.I: 1004177729

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios por darme la vida, porque cada día me ha permitido ver el sol, por darme el valor y la fuerza para superar cada obstáculo que la vida me ha puesto, y ayudarme a ser cada día una mejor persona.

Agradezco a mi madre por todo el apoyo brindado, por el esfuerzo que realizó día a día para que yo lograra culminar mi carrera, por demostrarme que ella es el mejor padre y madre que la vida pudo otorgarme, por todos los sacrificios que hizo a lo largo de su vida para yo llegara a donde estoy ahora.

Agradezco a mi director de tesis Ing. Paul Arias MSc, el cual me enseñó que siempre existe otra forma de resolver un problema, que nunca hay que rendirse, nunca dudo en brindarme su ayuda para resolver los obstáculos que se presentaron en esta investigación.

De igual manera agradezco al Ing. Oscar Rosales que con mucha paciencia siempre estuvo dispuesto a resolver mis inquietudes, también agradezco a la Ing. Melissa Layana por las observaciones y los comentarios que sirvieron para mejorar esta investigación; a los dos les agradezco por el tiempo, siempre dispuestos a ayudar.

A mis queridas amigas Yamilex Guachalá, Daniela Córdova y Janeth Gómez, amigas incondicionales y leales, ustedes son y serán la amistad más hermosa que he tenido, gracias por los hermosos momentos que compartimos en este camino, gracias por su amistad siempre sincera y desinteresada.

Jazmín Ortega

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mi madre Mónica, la mujer más fuerte y valiente que he conocido, a la cual le debo lo que soy y lo que seré, sin duda es la mujer a que más admiro, la que me ha demostrado que siempre hay que levantarse, que un fracaso no es una derrota, que siempre después de una caída no queda más que ponerse en pie.

Este logro también lo dedico a mi segunda madre Mariana, la cual ha estado conmigo en todo momento, nunca perdió la fe en mí, siempre vio la forma de hacerme muy feliz, y espero poder retribuirle de alguna manera todo lo que ella ha hecho a lo largo de estos años por mí, dedicarle esta tesis no llega a ser un precio razonable para lo que ella se merece aun así espero que pueda alegrar su corazón como lo hace ella a diario conmigo.

Dedico este trabajo a Carolina Pinto quien es la persona que todos estos años me apoyado y me ha motivado a seguir adelante, mi mejor amiga, mi persona con la cual he pasado tantos momentos, este logro es solo el comienzo de todos nuestros sueños.

Jazmín Ortega

ÍNDICE DE CONTENIDO

Contenido	Págs.
RESUMEN	XI
ABSTRACT	XII
CAPÍTULO I	13
INTRODUCCIÓN	13
1.1 Antecedentes o estado del arte.....	13
1.2 Problema de investigación y justificación	16
1.3 Objetivos.....	19
1.3.1 Objetivo general.....	19
1.3.2 Objetivos específicos	19
1.4 Preguntas directrices	19
CAPÍTULO II	20
REVISIÓN DE LITERATURA	20
2.1 Marco teórico o referencial.....	20
2.1.1 Zonas de alta prioridad de conservación de la biodiversidad.....	20
2.1.2 Cambio de uso de suelo	20
2.1.3 Ecología del paisaje.....	23
2.1.4 Proyección a futuro del cambio de uso de suelo.....	25
2.2 Marco legal	26
CAPÍTULO III	29
METODOLOGÍA	29
3.1 Descripción de área de estudio	29
3.1.1 Ubicación geográfica.....	29
3.1.2 Hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena	31
3.1.3 Tipo de clima.....	31
3.1.4 Tipo de suelo	32
3.1.5 Flora y fauna.....	34
3.1.6 Ecosistemas	34

3.2	Métodos	36
3.2.1	<i>Determinación del cambio de uso de suelo durante los años 1982 y 2002</i>	36
3.2.2	<i>Proyección del cambio de uso de suelo para el año 2022</i>	39
3.2.3	<i>Análisis de los impactos del cambio de uso de suelo en los patrones espaciales del bosque húmedo</i>	45
3.3	Materiales y equipos	48
CAPÍTULO IV		49
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		49
4.1	Determinación del cambio de uso de suelo durante los años 1982 y 2002	49
4.1.1	<i>Cambios en la cobertura del paisaje</i>	49
4.1.2	<i>Análisis del cambio de uso de suelo mediante la matriz de transición</i>	50
4.2	Proyección del cambio de uso de suelo para el año 2022.....	55
4.3	Análisis de los impactos del cambio de uso de suelo en los patrones espaciales del bosque húmedo	60
CAPÍTULO V.....		68
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		68
5.1	Conclusiones.....	68
5.2	Recomendaciones	70
REFERENCIAS.....		71
ANEXOS.....		89

ÍNDICE DE TABLAS

	Págs.
Tabla 1. <i>Coordenadas de la zona de estudio en proyección WGS84_UTM_Zona_17S</i>	299
Tabla 2. <i>Banda, sensor y resolución Landsat 5, 7 y 8</i>	37
Tabla 3. <i>Superficies de las diferentes categorías</i>	377
Tabla 4. <i>Características de los rasters de insumos para el software TerrSet ...</i>	399
Tabla 5. <i>Transiciones del sub - modelo</i>	44
Tabla 6. <i>Análisis de la prueba de Cramer's V</i>	44
Tabla 7. <i>Valoración del coeficiente Kappa</i>	455
Tabla 8. <i>Métricas del paisaje usadas para el análisis de patrones espaciales de los bosques nativos</i>	466
Tabla 9. <i>Materiales y equipos</i>	¡Error! Marcador no definido.
Tabla 10. <i>Cambio en la cobertura vegetal periodo 1982-2002</i>	50
Tabla 11. <i>Matriz de transición periodo 1982-2002</i>	51
Tabla 12. <i>Cambio neto de uso del suelo</i>	51
Tabla 13. <i>Matriz de confusión de la cobertura vegetal año 2022</i>	56
Tabla 14. <i>Cambios en el área y porcentaje de la cobertura vegetal periodo 1982-2022</i>	58
Tabla 15. <i>Cambios en los índices del paisaje del bosque nativo en la cuenca del río Cayapas</i>	61
Tabla 16. <i>Área total y LPI de las coberturas periodo 1982-2022</i>	62

ÍNDICE DE FIGURAS

	Págs.
Figura 1. <i>Atributos del paisaje</i>	25
Figura 2. <i>Sustento legal de la investigación referente a la conservación de la biodiversidad – Pirámide de Kelsen</i>	308
Figura 3. <i>Localización de la cuenca del río Cayapas, provincia de Esmeraldas - Ecuador</i>	30
Figura 4. <i>Clasificación climática de la cuenca Cayapas</i>	32
Figura 5. <i>Taxonomía del suelo de la cuenca del río Cayapas</i>	33
Figura 6. <i>Sistema de clasificación de vegetación por Sierra (1999)</i>	35
Figura 7. <i>Imágenes satelitales landsat de la cuenca Cayapas años a)1998 composición de bandas RGB 543 (falso color) y b)2016 composición de bandas RGB 542 (falso color</i>	38
Figura 8. <i>Variables estáticas: a) Modelo de elevación, b) Pendientes, c) Ríos y d) Vías; Variable dinámica: e) Distancia euclidiana vías</i>	40
Figura 9. <i>Variable de restricción del cambio de uso de suelo</i>	41
Figura 10. <i>Reducción e incremento en las superficies de la cobertura vegetal período 1982 - 2002</i>	42
Figura 11. <i>Tendencias de cambio: a) Bosque a Vegetación arbustiva, b) Bosque a Cultivos, c) Bosques a Pastos, d) Vegetación arbustiva a Bosque</i>	43
Figura 12. <i>Flujograma para obtener las métricas del paisaje en el software Fragstats</i>	47
Figura 13. <i>Cobertura vegetal período 1982 - 2002 de la cuenca del río Cayapas</i>	49
Figura 14. <i>Modelo de cambio de uso de suelo de la cuenca del río Cayapas para el año 2022</i>	55
Figura 15. <i>Cambios de superficie en el uso y cobertura del suelo años 1982, 2002 y 2022</i>	57
Figura 16. <i>Número de parches localizados en la cuenca del río Cayapas período 1982-2022</i>	63
Figura 17. <i>Variación temporal del tamaño de parches de la cuenca Cayapas a)1982, b)2002, c)2022</i>	64

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

EVALUACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN Y PÉRDIDA DEL BOSQUE
HÚMEDO EN LA PROVINCIA DE ESMERALDAS, EN EL HOTSPOT
TUMBES-CHOCÓ-MAGDALENA

Título del trabajo de titulación

Autora: Jazmín Ortega

RESUMEN

El bosque húmedo es un ecosistema que se encuentra categorizado en peligro crítico, resultado del incremento de la expansión de la frontera agrícola. En este estudio se analizaron los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo: en el hotspot Tumbes – Chocó – Magdalena, en la cuenca del río Cayapas en los años 1982, 2002 y a un futuro proyectado en el año 2022. Para ello se proyectó el uso de suelo al año 2022 mediante el uso del software TerrSet y se utilizó como información base las coberturas de uso de suelo del año 1982 y 2002. Los efectos en el paisaje se evaluaron mediante la obtención de los índices del paisaje como son: área total, índice del parche más grande, número de parches, densidad de borde. Los resultados muestran que el bosque nativo registró una pérdida del 27.53% entre el periodo de 1982 -2002 y para el año 2022 presentó una regeneración natural de 2.7%. El efecto inmediato de esta transición en el bosque húmedo fue la fragmentación debido al incremento en el número de parches de 3 a 1 276 entre el periodo de 1982 – 2022. En consecuencia, los parches de bosque nativo se encuentran alejados entre sí, lo cual dificulta la conectividad y los diferentes procesos ecológicos que se desarrollan en este tipo de ecosistemas.

Palabras clave: hotspot, fragmentación, bosque húmedo, peligro crítico.

ABSTRACT

The humid forest is an ecosystem that is categorized in critical danger as a result of the increase in the expansion of the agricultural frontier. In this study, the effects of land use change in the humid forest landscape were analyzed: in the Tumbes - Chocó - Magdalena hotspot, in the Cayapas river basin in 1982, 2002 and a projected future in 2022. For this, the land use was projected to the year 2022 through the use of the TerrSet software and the land use coverage of the year 1982 and 2002 was used as base information. The effects on the landscape were evaluated by obtaining the landscape indices such as: total area, index of the largest patch, number of patches, border density. The results show that the native forest registered a loss of 27.53% between the period 1982 -2002 and for the year 2022 it presented a natural regeneration of 2.7%. The immediate effect of this transition in the humid forest was fragmentation due to the increase in the number of patches from 3 to 1,276 between the period 1982 - 2022. Consequently, the native forest patches are far from each other, which It hinders connectivity and the different ecological processes that take place in these types of ecosystems.

Keywords: hotspot, fragmentation, humid forest, critically endangered.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes o estado del arte

La biodiversidad es el conjunto de la riqueza, abundancia de genes, especies y ecosistemas que se encuentran en un lugar determinado (López, Gonzáles, Díaz, Castro y García, 2007). El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente PNUMA (2015), ha establecido 17 países que presentan una riqueza biológica notoria, a estos países se le ha llegado a denominar como megadiversos, debido a que contienen alrededor del 70% de las especies de flora y fauna a una escala global.

Ecuador es uno de los países más megadiversos a nivel mundial, debido a los factores físicos a los que se ve expuesto como es la línea ecuatorial, corrientes de Humboldt, las costas del Pacífico y la cordillera de los Andes, factores que forman lugares en donde se concentra un gran número de especies nativas y endémicas, denominados Hotspots o puntos calientes (Varea, 2004). Uno de los puntos calientes que posee Ecuador es el Hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena, caracterizado por presentar un gran número de especies de flora y fauna endémicas y nativas más importantes, de las cuales la mayoría se encuentra amenazado a una escala global (Espinosa, De la Cruz y Escudero, 2012).

Este bioma se encuentra en cierta forma aislado debido a la cordillera de los Andes que actúa como una barrera, esta barrera determina que el hotspot presente un gran número de endemismo en ciertas especies de plantas y animales. Se han realizado varios estudios en este ecosistema, que han demostrado que en un metro cuadrado de este hábitat existe un mayor porcentaje de diversidad biológica que en todo un país templado (Palacios y Jaramillo, 2001). Esta región es mundialmente reconocida por el alto grado de biodiversidad, existen registros que demuestran que el Chocó contiene alrededor de 5 976 especies de plantas vasculares, 206 de mamíferos, 188 de reptiles, 139 de anfibios, 793 de aves, 196 de peces de agua dulce y 176 de escarabajos (Rangel-Ch 2004).

En el estudio realizado por Critical Ecosystem (2005), se menciona que el Chocó ecuatoriano presenta alrededor del 25% de flora de todo el país, entre el 13% y 20% de especies son endémicas. Entre los diferentes ecosistemas que se encuentran en esta área está el bosque húmedo, al cual Barbados (2000), menciona que es uno de los ecosistemas que contiene la mayor biodiversidad, lo que lo convierte en uno de los hábitats más importantes del planeta, a pesar de que su cobertura no sobrepasa el 7% de la superficie mundial. Sin embargo, puede contener más del 60% de seres vivos de todo el planeta, razón por la cual este ecosistema se convierte en uno de los más codiciados, presenta características que no se encuentran en otra parte de este hotspot, es por ello por lo que estos ecosistemas tienden a presentar una gran importancia tanto biológica como económica.

Los paisajes tropicales y subtropicales en América Latina contienen una cobertura de 11.1 millones de km², sin embargo, estos ecosistemas son los que presentan la mayor tasa de deforestación, lo que causa la reducción por completo de la mayor superficie de bosques tropicales y subtropicales (Murgueitio, 2012). En el año 2005 las áreas deforestadas en estos bosques sumaron un total de 5 millones de hectáreas, y para el año 2010 esta cifra estaba en 4 millones de hectáreas, las principales causas de esta deforestación fue la presencia de áreas de pastoreo (Pacheco, 2010). Los bosques húmedos son considerados el último eslabón del desarrollo de especies vegetales que a lo largo del tiempo han desarrollado una forma de vida más evolucionada, estas especies se distribuyen en todo este ecosistema y a su vez contribuyen a los distintos procesos ecológicos que se generan en el hábitat (Villegas, 1982).

Los bosques húmedos son uno de los ecosistemas más megadiversos que existe en el planeta, desempeñan un papel importante en el funcionamiento de la Tierra (Saatchi et al., 2021), pese a ello, se encuentra cada vez más amenazado por los cambios de uso de suelo, como consecuencia se pierde su cobertura debido a la deforestación y degradación (Song et al., 2018), lo que resulta en pequeños fragmentos de bosque con una diversidad escasa (De Palma et al., 2019). Se han realizado algunos estudios sobre el bosque húmedo, uno de ellos es el de Ferrer et al. (2018), en el cual mencionan que este ecosistema se encuentra en peligro crítico,

como resultado del impacto que se genera por el incremento de las actividades antrópicas.

Los bosques húmedos conformaban, hasta comienzos del siglo XX, gran parte de la superficie de la costa del país (Conservación Internacional, 2014). Lamentablemente, en la actualidad no es así, ya que se ha visto expuesto a distintas amenazas. En este tipo de ecosistema se encuentra una gran cantidad de especies forestales con un alto valor comercial y por lo tanto económico, razón por la cual, algunas de las especies arbóreas que se encuentran en este hábitat son amenazadas por actividades como la tala (Velásquez, 2014). La tala selectiva que se genera en este tipo de bosque es considerada una de las principales causas de la pérdida vegetación primaria y es probable que sea la causante de la extinción de especies de plantas y animales que están categorizadas en peligro (Muhati et al., 2018). Uno de los problemas ambientales más importante al que se ve expuesto este ecosistema, es al cambio de uso de suelo causado por las actividades antrópicas, actividades que se producen por las necesidades políticas, económicas, culturales y sociales las que generan un gran impacto ambiental, resultado de la sobreexplotación de los recursos naturales (Echeverría, et al., 2014).

El cambio de uso de suelo genera impactos como fragmentación, deforestación y degradación en los ecosistemas, los cuales se convierten en la principal razón de la pérdida de cobertura vegetal en los ecosistemas naturales (Otavo y Echeverría, 2017). El aumento en la población humana en conjunto con los altos niveles de pobreza se establecen como factores principales que impulsan a las comunidades a explotar de manera insostenible los recursos forestales (Kauppi et al., 2018). La destrucción de este ecosistema a lo largo del tiempo se debe al estilo de vida de las comunidades que habitan cerca de estas áreas naturales (GoK, 2018). El resultado de esta sobreexplotación son paisajes que presentan parches o fragmentos de bosque que dificultan la conectividad biológica, de igual forma, se produce la pérdida de hábitat de distintas especies, lo cual produce cambios en la composición y abundancia de especies (Márquez, 2002; Echeverría et al., 2006).

La pérdida de hábitat y fragmentación son procesos que tienden a tener un mayor impacto en los ecosistemas forestales, lo que llega a poner en peligro la

sostenibilidad de los servicios ecosistémicos que estos proveen (Gascon et al., 2001), las actividades humanas han modificado el medio natural hasta el punto de encontrar en estos paisajes, asentamientos humanos, terrenos agrícolas, así como también, fragmentos dispersos de ecosistemas naturales (Bennett, 2004; Foley et al., 2005). Estos cambios se producen en los ecosistemas por las acciones o actividades humanas que se han constituido como factores críticos que influyen en el cambio global, debido a que la pérdida vegetal ocasiona que se produzca una alteración en los procesos ecológicos. La transformación de los ecosistemas naturales ha aumentado debido a esos factores especialmente en los trópicos y subtrópicos, como resultado de esto, los bosques tropicales que presentan una alta biodiversidad han sido transformados en áreas de pastizales y zonas de cultivos (Etter et al., 2006). La deforestación en el bosque húmedo es responsable de la extinción de especies de flora y fauna, por ende, de la disminución de la diversidad biológica (Tejedor et al., 2012). La deforestación y degradación son factores que generan la destrucción del hábitat, aislamientos en los fragmentos de bosque, al igual que consecuencias físicas y biológicas resultado del efecto de borde (Tucker y Townshend, 2000).

1.2 Problema de investigación y justificación

El cambio de uso de suelo es uno de los principales problemas que afronta este ecosistema generado por el exceso de la ganadería, al igual que el incremento en la frontera agrícola lo cual causa la destrucción del bosque húmedo. Estas actividades antrópicas llegan a sustituir el ecosistema nativo de este hábitat, ya que se reemplaza las áreas naturales por áreas deforestadas, al igual que degradadas. El cambio de uso de suelo genera distintos impactos en el bosque húmedo como son la fragmentación del ecosistema que no es más que la incidencia de las actividades humanas, lo que ocasiona la reducción de la cobertura vegetal (Harvey, Finegan y Do Carmo, 2001). De igual forma se produce la degradación del ecosistema ocasionada por la actividad agrícola migratoria, esta actividad cuando se mantiene dentro de sus límites con la mínima afectación al hábitat se encuentra parcialmente bien, sin embargo, cuando esta actividad supera los límites tiende a convertirse en un serio problema para el ambiente (Espinosa, De la Cruz, y Escudero, 2012). Debido al crecimiento demográfico, la demanda de alimento aumenta lo cual se

convierte en una de las razones por las cuales se expande la zona agrícola, el incremento de la frontera agrícola está unido con la expansión ganadera la cual viene a constituirse como la causa principal de la degradación de millones de hectáreas de bosques nativos (Barbados, 2000).

Las distintas actividades antrópicas que se producen en el hotspot producen la alteración de los procesos ecológicos al igual que el aumento de la fragmentación del bosque húmedo, lo cual genera un aumento en el número de parches y el efecto de borde, esto desencadena una serie de reacciones como es la extinción de especies nativas (Echeverry y Harper, 2000). La pérdida de la capa boscosa reduce considerablemente el hábitat de especies que necesitan desplazarse en grandes extensiones (Otavo y Echeverría, 2017), lo cual ocasiona que en este ecosistema sea muy difícil la supervivencia de estas especies. De igual manera, existen otros problemas que afectan este ecosistema como es el incremento demográfico, el cual, a su vez, genera impactos que destruyen por completo este bosque. También, se introduce especies que no son nativas de este ecosistema lo que genera cambios en los procesos ecológicos como ya se mencionó (Harvey, Finegan y Do Carmo, 2001), al extenderse las zonas pobladas aumentan las actividades antropogénicas como áreas de cultivos, pastoreo, tala de bosques entre otras que causan el cambio de uso de suelo, lo que resulta en uno de los principales problemas al que se ve expuesto este ecosistema (Conservación Internacional, 2014).

Los bosques húmedos son de suma importancia debido a la superficie que ocupan y a que aportan grandes beneficios para el ser humano, las características únicas que presenta lo vuelven más vulnerables a ser destruidos por la mano del hombre, como lo reitera Palacios y Jaramillo (2001). Este tipo de ecosistema tiene una gran variedad de especies arbóreas, las cuales poseen características que favorecen a la industria maderera motivo por el cual son más codiciadas por esta industria, por esto la pérdida de bosques en especial por esta actividad es cuantiosa y sumada a la pérdida de bosque por la deforestación, degradación y fragmentación entre otros impactos generados por las distintas actividades antrópicas del hombre, el bosque húmedo presentara una pérdida progresiva de su cobertura vegetal (Echeverry y Harper, 2000).

La pérdida de hábitat del bosque húmedo se centra en la transformación de la vegetación del lugar, es decir, la plantas arbóreas son sustituidas por actividades de desarrollo urbano, que generan que el ecosistema se fragmente y se desarrollen cada vez un mayor número de parches de bosque nativo, lo que ocasiona un cambio en la estructura y composición del hábitat (Hernández, 2014). El bosque húmedo se encuentra en peligro crítico, es un hábitat megadiverso y se encuentra totalmente destruido o intervenido por la actividad humana, se ha destruido un ecosistema único, el cual no solo pertenece a uno de los hotspots más importantes si no que en sí, es un hábitat que presenta características específicas, con toda la diversidad que tiene en flora y fauna (Velásquez, 2014). En este hábitat se encuentran especies que no se localizan en ningún otro lugar, se puede decir que en los últimos diez años ha perdido más del 50% de su cobertura, y se ha visto claramente reemplazado por la construcción de viviendas, pastos y la expansión de la frontera agrícola que cada vez tiene un mayor incremento lo que altera gravemente la integridad del hábitat (Barbados, 2000).

Las actividades realizadas por el hombre han modificado las áreas naturales, debido al cambio de uso de suelo, se ha generado la conversión de bosques primarios a bosques secundarios (Cortes, 2013). El sobreuso del suelo ha logrado como resultado el cambio en la composición y función del paisaje, que ha ocasionado alteraciones en los patrones espaciales del bosque nativo (Correa, Mendoza, y López, 2014). Este trabajo pretende contribuir al entendimiento sobre los impactos como la fragmentación, deforestación y degradación a los que se ve expuesto el bosque nativo por medio del análisis de los efectos del cambio de uso de suelo en el paisaje del bosque húmedo para los años 1982 y 2002 y una proyección futura al año 2022 en la cuenca del río Cayapas ubicada en una parte del hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena localizada en la provincia de Esmeraldas-Ecuador. De esta manera se evaluaron los cambios de uso de suelo mediante la aplicación de la matriz de transición y los efectos en el paisaje por medio del análisis de patrones espaciales del paisaje. Se propone realizar este tipo de investigación con el fin de determinar una solución para la fragmentación y pérdida progresiva que sufre el bosque húmedo de la provincia de Esmeraldas, en uno de los hotspots de biodiversidad mundial.

Esta investigación tiene una aportación al Plan Nacional de Desarrollo Toda una Vida 2017-2021, contribuye al objetivo 3 de este el cual es: Garantizar los derechos de la naturaleza para las actuales y futuras generaciones. De igual forma establecer ciertas políticas y metas que tienen la finalidad de promover la conservación de los diferentes ecosistemas, el patrimonio natural y la diversidad biológica que existe en el país, por medio de buenas prácticas de sustentabilidad y de esta manera reducir la contaminación en el ambiente.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

- Evaluar la fragmentación y pérdida del bosque húmedo en la cuenca del río Cayapas, provincia de Esmeraldas, en el Hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena, durante los años 1982 – 2002.

1.3.2 Objetivos específicos

- Determinar el cambio de uso de suelo durante los años 1982 y 2002.
- Proyectar el cambio de uso de suelo para el año 2022.
- Analizar los impactos del cambio de uso de suelo en los patrones espaciales del bosque húmedo.

1.4 Preguntas directrices

- ¿Cuáles son los impactos del cambio de uso de suelo en el bosque húmedo en el hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena?
- ¿Cuáles son las áreas con alta prioridad de conservación del bosque húmedo?

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Marco teórico o referencial

2.1.1 Zonas de alta prioridad de conservación de la biodiversidad

Las zonas de alta biodiversidad son denominadas hotspots o puntos calientes de biodiversidad, son áreas en donde se concentra un mínimo de 1 500 especies de plantas endémicas, sin embargo, estas zonas se encuentran expuestas a los impactos generados por las acciones del hombre (CONAMA, 2006). En la actualidad se han registrado 35 hotspots a nivel mundial, Ecuador posee 2 de estas zonas, las cuales son consideradas prioridad para la conservación de flora y fauna debido al alto grado de endemismo que presentan además de encontrarse expuestos a distintos impactos antrópicos (Otavo y Echeverría, 2017).

2.1.2 Cambio de uso de suelo

El cambio de uso de suelo es provocado por las actividades antrópicas, lo que causa el reemplazo de la cobertura vegetal, es decir, el cambio de uso de suelo es el resultado de las transformaciones físicas del suelo para ser adaptado a las distintas acciones o actividades del ser humano a través del tiempo. Esta transformación no es posible apreciarla en un periodo de corto tiempo, al contrario, para poder percibir el cambio que sufre el ecosistema, esta transformación será visible con el pasar del tiempo, es decir, en un largo periodo de tiempo (Pineda, 2011). En el estudio realizado por el CTI (2000), se menciona, que el cambio de uso de suelo se provoca principalmente por la expansión de la actividad ganadera excesiva, la cual se produce en las zonas tropicales húmedas, también se encuentra la agricultura migratoria, considerada en algunos países como un eje principal de la economía.

Las distintas actividades económicas que se practican en el mundo se convierten en un factor determinante en el cambio de uso de suelo y en el deterioro ambiental (Camacho et al., 2017). Los cambios en un ecosistema son el resultado de interacciones entre diversos factores como: físicos, biológicos, económicos,

políticos y sociales, así como la influencia que ejercen los seres humanos en los paisajes determinan la modificación y conversión del cambio de uso de suelo en un área específica (Mertens y Lambin, 2000).

El cambio de uso de suelo es el cambio constante que sufre la superficie terrestre debido principalmente a la expansión de tierras agrícolas, asentamientos humanos e industriales (Ramos et al., 2004). En los últimos años se ha podido observar como las cubiertas de la tierra se han visto afectadas por cambios en su estado, composición y extensión como resultado de actividades antrópicas, estos cambios han provocado la erosión del suelo, incrementación en el agua de escurrimiento e inundaciones (Zhan et al., 2002). Serra et al. (2003), menciona, que es importante la detección y el análisis de los cambios de uso de suelo ya que provee información para la gestión y planificación del territorio a diferentes escalas; el estudio y la evolución que se ha producido en el transcurso del tiempo sobre las alteraciones del uso del suelo permiten el análisis de procesos medio ambientales (Lambin y Geist, 2006).

El concepto de cambio del suelo es la suma de transiciones físicas del suelo asociado a las acciones humanas, también se podría decir que el uso de suelo es el resultado de las actividades socioeconómicas que se desarrollan o se producen en la cobertura de la tierra (López et al., 2001). Los distintos usos que los seres humanos le asignan al suelo forman un tema primordial debido a que las acciones desarrolladas en este aportan a su transformación, así como su degradación (García, March y Castillo, 2001), entre los principales impactos del cambio de uso de suelo se encuentran la deforestación, fragmentación y degradación.

- **Deforestación**

La deforestación es la pérdida de la cobertura vegetal, considerada una de las principales amenazas a las que se ve expuesta la biodiversidad, este impacto es el resultado del manejo forestal y maderero deficiente, provocado a su vez por la expansión de la frontera agrícola. En los últimos años los bosques que se encuentran en el noroeste de la provincia de Esmeraldas han sido alterados significativamente, esto debido a la constante presión que ejerce la población para realizar sus

actividades con el fin de aumentar su economía, al igual, que las industrias madereras que pueden encontrarse en el ecosistema (Critical Ecosystem, 2005). En la actualidad se reporta un porcentaje menor de deforestación que en los anteriores años, sin embargo, el porcentaje aun es alarmante. La tasa de deforestación anualmente para el periodo 2008-2014 fue de -0.37% que equivale a un promedio de 47 mil hectáreas (Cuesta et al., 2015). A pesar de la reducción de la tasa de deforestación de bosques en el país, a nivel mundial es una de las más altas, es por ello que Ecuador es uno de los países que presenta mayor tráfico ilegal de especies tanto de flora como de fauna (Velásquez 2014).

- **Fragmentación**

En el estudio hecho por Volgemann (1995), este menciona, la fragmentación puede ser definida como la acción de *“cortar profundamente áreas grandes y contiguas de tipos similares de vegetación nativa en numerosos segmentos menores separados por tipos de vegetación relacionados con la actividad humana intensiva”*. Los distintos procesos generados por la deforestación conllevan a la fragmentación de los ecosistemas, que ocasiona a su vez la alteración de la funcionalidad y los procesos ecológicos del hábitat. En el hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena aún se encuentran grandes extensiones de bosques especialmente al norte del hotspot, sin embargo, se puede observar áreas que se encuentran fragmentadas, esta fragmentación es provocada por acciones humanas que tienen como resultado la reducción y el aislamiento de áreas de distintos hábitats naturales (Echeverry y Harper, 2000).

Existen varios factores que han generado contribuciones para que se produzcan impactos como la pérdida y degradación de bosques, lo que ocasiona que estos bosques sigan expuestos a la deforestación, degradación y fragmentación, los cuales a su vez son el resultado de la sobreexplotación de los recursos naturales causado por industria madereras y por la comunidad cercana al hábitat. Entre las razones para que se produzca esta sobreexplotación se encuentran el crecimiento poblacional, la desigualdad social, es decir, la pobreza la cual es uno de los mayores impulsores para esta sobreexplotación, así como la expansión de la frontera agrícola, y de las actividades mineras (Tejedor et al., 2012).

- **Degradación**

Sasaki y Putz (2009), mencionan que la degradación provoca que los ecosistemas pierdan la capacidad que poseen de proveer servicios ecosistémicos, estas áreas llegan a registrar una alteración en la composición de especies tanto de fauna como de flora. La degradación se ha convertido en una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad, al mismo tiempo, del incremento de emisiones de carbono y de gases de efecto invernadero, esto provocado por el remplazo de áreas naturales por industrias u otras actividades antrópicas. Mientras la tasa de deforestación ha bajado, la de degradación de los bosques ha tenido un notable aumento (Budiharta et al., 2014). La degradación es un proceso que ocurre mientras se mantiene la cobertura vegetal, lo cual ocasiona la pérdida de las funciones de los bosques, pérdida que puede llegar a ser irreversible (Lund, 2009).

Este impacto es causado posiblemente por la tala excesiva y la extracción de leña, de igual forma, están los incendios forestales que son resultado de las acciones de los seres humanos, debido al incremento de la actividad ganadera y agrícola. Los incendios ocasionan cambios en la estructura y composición de los ecosistemas, lo que ocasiona que el ecosistema pierda sus propiedades. Sin embargo, la degradación no llega a afectar a grandes áreas de bosque, aunque se centra en pequeñas áreas específicas lo cual causa un gran impacto a estas zonas y por ende a la fauna y flora presente en el lugar. Es por ello que este proceso puede generarse de una manera inesperada o haberse generado por medio de un proceso de años, lo cual indica que puede llegar a extenderse por un largo tiempo (Armenteras et al., 2016).

2.1.3 Ecología del paisaje

A través de los años se ha generado la necesidad de estudiar los ecosistemas de una manera más específica, así como también los procesos de forma integrada para llegar a la realización de estrategias de conservación y producción de ecosistemas. La ecología del paisaje es una disciplina científica, en donde se llega a estudiar el paisaje como un todo, sus funciones y las interacciones que tiene con los seres

vivos, la ecología del paisaje en este estudio aporta un marco de integración por medio de la aplicación de conceptos unificadores e interdisciplinarios (Etter, 1991).

- **Paisaje**

El paisaje es la unidad de territorio que se encuentra conformada por múltiples elementos que forman un área completamente heterogénea. El paisaje se lo puede estudiar de algunas formas como son dentro de un nivel de jerarquía ecológica y también, como un nivel jerárquico en donde la superficie que puede tener un paisaje es de varias hectáreas. Al momento de analizar el paisaje se toma en cuenta la heterogeneidad y la escala para poder determinar los efectos en los patrones espaciales y procesos ecológicos en los distintos niveles que tiene éste, como los son: nivel de individuo, población, comunidad o ecosistema (Echeverría et al., 2014). El paisaje es el resultado de la suma de algunos componentes biofísicos y antrópicos, es por ello, que integra todos los procesos y funciones que se desarrollan por las distintas especies de flora y fauna que se encuentran en el hábitat (Etter, 1991).

- **Métricas del Paisaje**

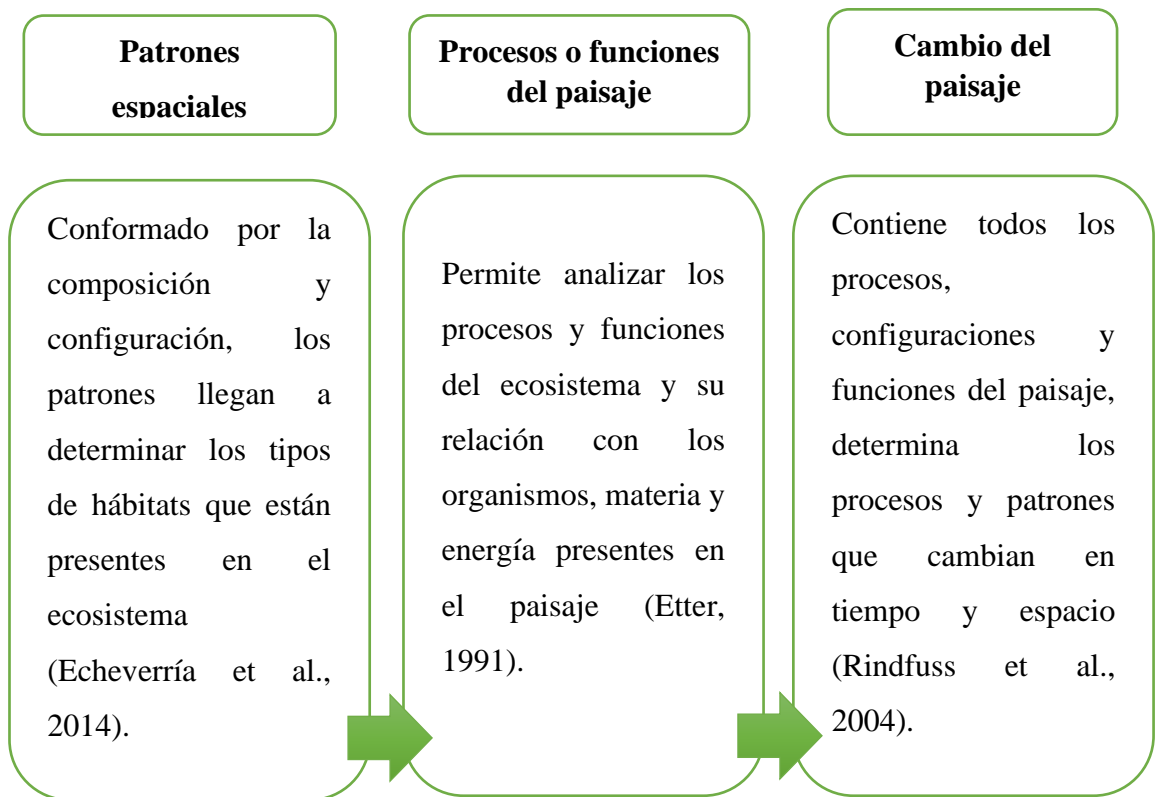
Las métricas de la ecología del paisaje generan información importante sobre las relaciones espaciales que existen en el paisaje, entre la información que proveen se encuentran la agregación y sobre todo el aislamiento entre los fragmentos que componen un tipo de cobertura en particular. De esta manera se hace un análisis de la conectividad estructural el cual permite a su vez describir los patrones de cambio en el paisaje (Correa, Mendoza, y López, 2014).

- **Atributos del paisaje**

El paisaje se compone de tres atributos principales, los cuales permiten un análisis detallado del paisaje de una manera más específica (Figura 1).

Figura 1

Atributos del paisaje



2.1.4 Proyección a futuro del cambio de uso de suelo

Los modelos de proyección del cambio de uso del suelo se han transformado en una de las herramienta más importantes para realizar un análisis espacial sobre los mecanismos que provocan cambios en el suelo, las variables sociales, económicas y ambientales y de esta manera determinar los impactos derivados del cambio de uso de suelo (Aguayo et al., 2009). Para que una proyección sea confiable, el modelo debe ligar los procesos de cambio de uso de suelo a los procesos biológicos de esta forma las respuestas biofísicas a los cambios de uso de suelo y las adaptaciones de este a los cambio biofísicos son confiables (Henríquez, 2012).

Los modelos de proyección del cambio de uso del suelo usan algunos parámetros como: la extensión actual del área urbana, las vías de transporte y la existencia de tierras que se encuentran en una situación especial (Áreas protegidas) por medio de estas variables se identifica los factores físicos y socioeconómicos que condicionan

o determinan el cambio de uso de suelo en un área determinada (Pineda, 2011). Según Brown et al. (2002), para que una modelación del cambio de uso de suelo se convierta en una herramienta útil es necesario que la proyección represente de una manera eficaz: a) la magnitud de los cambios, b) la localización de los futuros cambios, y c) los patrones espaciales de estos cambios.

- **Land Change Modeler (LCM) aplicación del software TerrSet**

El software TerrSet permite el seguimiento del crecimiento global, por medio de aplicaciones como el módulo Land Change Modeler que integra el análisis de los datos para determinar el cambio de uso del suelo (Sitjar, 2015), este software es propiedad de Clark Labs, empresa que se dedica a la investigación y al desarrollo de tecnologías geoespaciales para la toma de decisiones efectivas y responsables relacionadas con el manejo del medio ambiente (Eastman, 2012). De esta manera se analiza y predice los impactos relacionados con el cambio de uso de suelo y la pérdida de biodiversidad ocasionada por ellos (Olmedo et al., 2010).

La intensidad de las alteraciones del cambio de uso de suelo en respuesta al incremento poblacional y las consecuencias sobre el ambiente han sido el origen para realizar estudios rigurosos sobre estos cambios (Palmate et al., 2017), por lo tanto, es posible evaluar el estado de un hábitat por medio de modelos de predicción los cuales pueden construir escenarios futuros de cambio de uso de suelo en un lugar determinado (Mansour et al., 2020), y de esta forma proporcionar un análisis científico racional, que se convierta en una base para las decisiones de un desarrollo sostenible, a su vez para la protección de los ecosistemas y la conservación de los recursos naturales (Etemadi et al., 2018 ; Xu et al., 2019).

2.2 Marco legal

Existe distintas normativas legales que rigen sobre el aspecto ambiental, de acuerdo con esto el Art 425 de la Constitución del Ecuador (2008), establece un orden jerárquico cómo se deben aplicar las leyes, determina que para la aplicación de normas el orden debe comenzar por la Constitución, seguido de tratados y

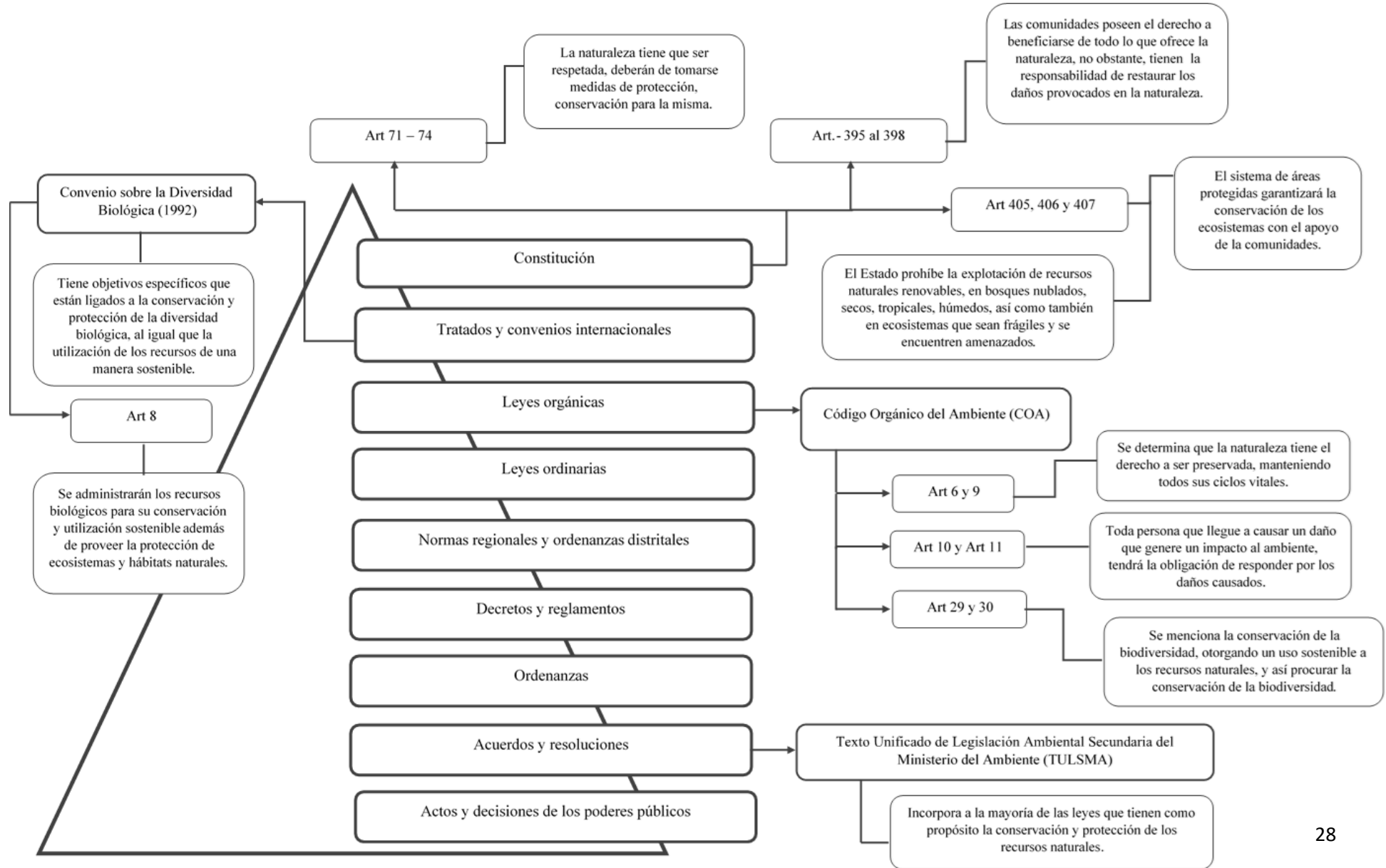
convenios internacionales, leyes orgánicas, leyes ordinarias, hasta finalmente las decisiones de los poderes públicos.

El presente estudio de biodiversidad está fundamentado en la siguiente política, para esto se ha considerado la vigente legislación por medio del análisis de los distintos componentes de la Pirámide de Kelsen como se puede observar en la Figura 2.

De igual manera, esta investigación se encuentra dentro de los lineamientos del Objetivo 3 del Plan Nacional de Desarrollo Toda una Vida, en este objetivo se garantizan los derechos de la naturaleza, como también su protección y conservación para la población actual y futura, de esta manera, se conserva y protege la naturaleza (Plan Nacional de Desarrollo, 2017).

Figura 2

Sustento legal de la investigación referente a la conservación de la biodiversidad - Pirámide de Kelsen



CAPÍTULO III METODOLOGÍA

3.1 Descripción de área de estudio

3.1.1 Ubicación geográfica

La presente investigación se realizó en la cuenca del río Cayapas, localizada en la provincia Esmeraldas, este río es un eje principal de comunicación en el cantón Eloy Alfaro, une sus aguas con el río Santiago en la población de Borbón, esta cuenca se encuentra delimitada por las siguientes coordenadas (Tabla 1).

Tabla 1

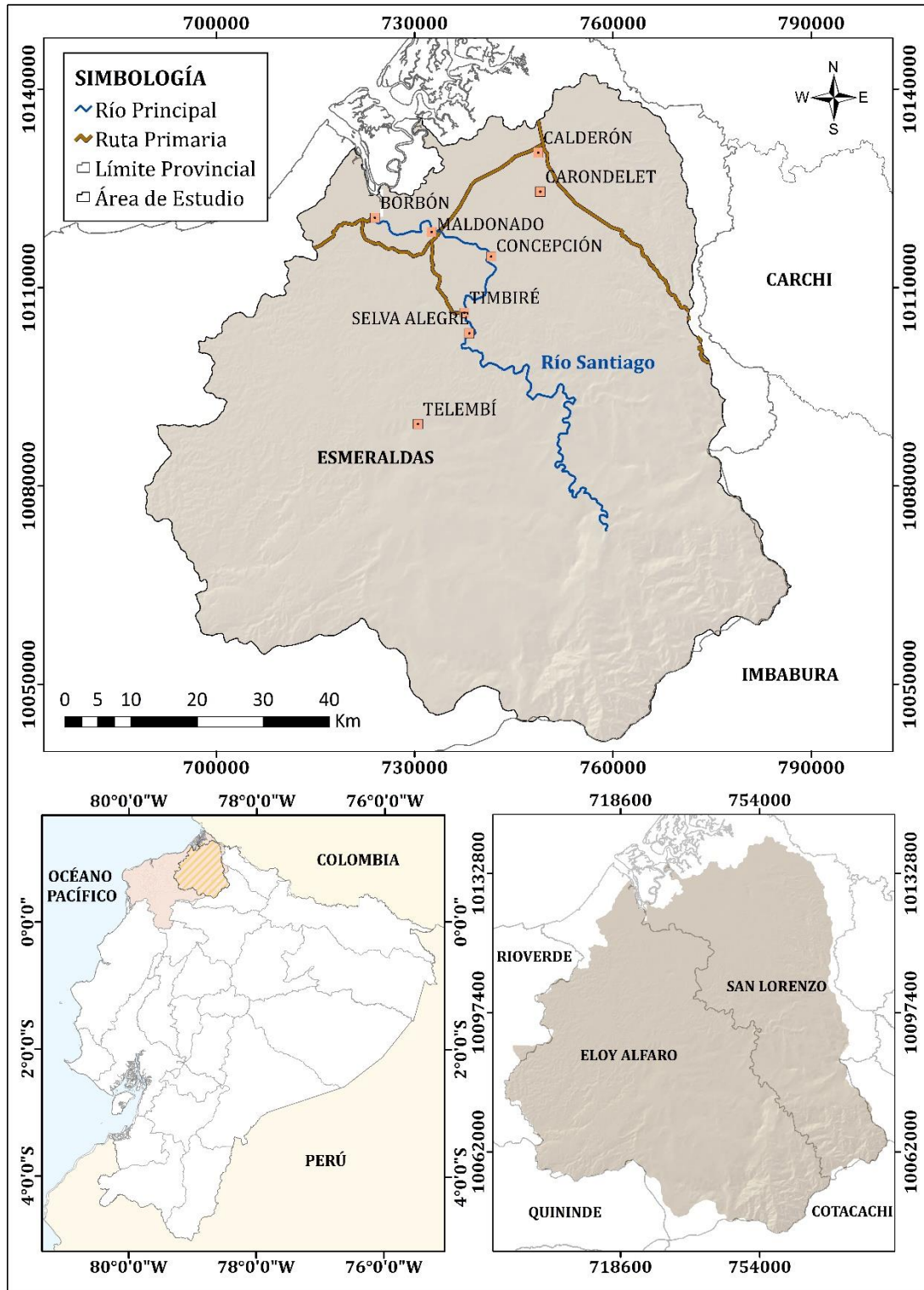
Coordenadas de la zona de estudio en proyección WGS84_UTM_Zona_17S

Punto	Coordenada X	Coordenada Y	Altitud (m.s.n.m)
Norte	745268	10155683	100
Sur	772787	10055307	2800
Este	784864	10090151	700
Oeste	751603	10086786	300

En esta cuenca se encuentra el ecosistema bosque húmedo, este ecosistema forma parte del hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena; buena parte de la biorregión del Chocó ecuatoriano se encuentra ligada al sistema río Santiago-Cayapas, cuenca que ha sido bien conservada en muchos años, sin embargo, la creciente expansión agrícola presente en esta área ha ocasionado un cambio en el uso de suelo, lo cual altera las condiciones naturales de la cuenca Cayapas (Lasso et al., 2015). El área de estudio tiene una superficie de 608 545.12 hectáreas, y se encuentra delimitado geográficamente al norte por Colombia, al sur por la provincia de Manabí, al este por las provincias de Imbabura y Carchi y al oeste por el océano Pacífico (Figura 3).

Figura 3

Localización de la cuenca del río Cayapas, provincia de Esmeraldas – Ecuador



3.1.2 Hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena

El hotspot Tumbes Chocó Magdalena, es considerado como una de las zonas de alta biodiversidad más pequeña que posee el país, se encuentra extendido entre el sudeste de Mesoamérica hasta el noroeste de América del sur, posee una gran cantidad de ecosistemas entre ellos se encuentran manglares, selvas costeras, de igual manera, el bosque costero uno de los últimos que quedan en Sur-América, la manera en la que está compuesta este ecosistema, hace posible la formación de estos hábitats, ya que se encuentra rodeada de llanuras costeras con algunas cadenas montañosas, lo que ocasiona la formación de islas con un alto grado de endemismo (Critical Ecosystem, 2007). El corredor tiene una superficie total de 200 000 km², conformado por bosques húmedos y muy húmedos de los países de Colombia y Ecuador, por este motivo es uno de los lugares más importantes de biodiversidad mundial (Conservación Internacional, 2014).

- **Bosque húmedo**

El bosque húmedo es uno de los ecosistemas más diversos, localizado en el hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena, caracterizado por presentar diferentes especies arbóreas nativas. Este ecosistema contiene arboles de gran tamaño, al igual que selvas con abundante vegetación, helechos, musgos, orquídeas entre otras especies, el mayor número de hectáreas de bosque húmedo se localiza en la región Costa del país y forma parte de la región biogeográfica del Chocó, en esta zona existen 10 000 especies de plantas de las cuales 2 500 son plantas endémicas (Velásquez, 2014). Lamentablemente, el bosque húmedo localizado en la Costa ecuatoriana se encuentra amenazado por la deforestación ocasionada por la industria maderera y palmicultora (Barbados, 2000).

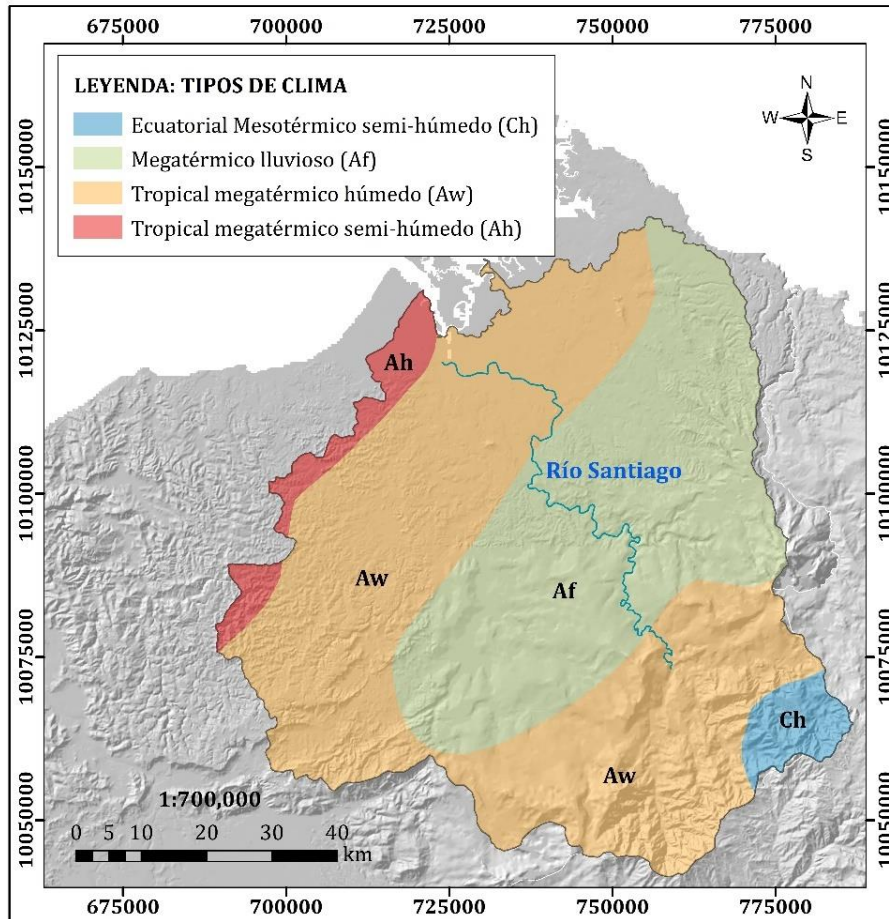
3.1.3 Tipo de clima

La cuenca del río Cayapas posee una temperatura que varía entre los 20 – 25°C, durante el año se pueden presentar dos estaciones una seca y otra lluviosa; según la clasificación de Pourrut (1995), la cuenca hidrográfica Cayapas presenta algunos climas como son: Ecuatorial Mesotérmico semi – húmedo, Megatérmico lluvioso, el que más destaca es el clima Tropical Megatérmico Húmedo (Figura 4). La

precipitación en esta área puede llegar a los 1000 - 4000 mm al año; debido a este tipo de clima y la altitud que este tipo de bosque presenta una gran diversidad de flora y fauna (Velásquez, 2014).

Figura 4

Clasificación climática de la cuenca Cayapas



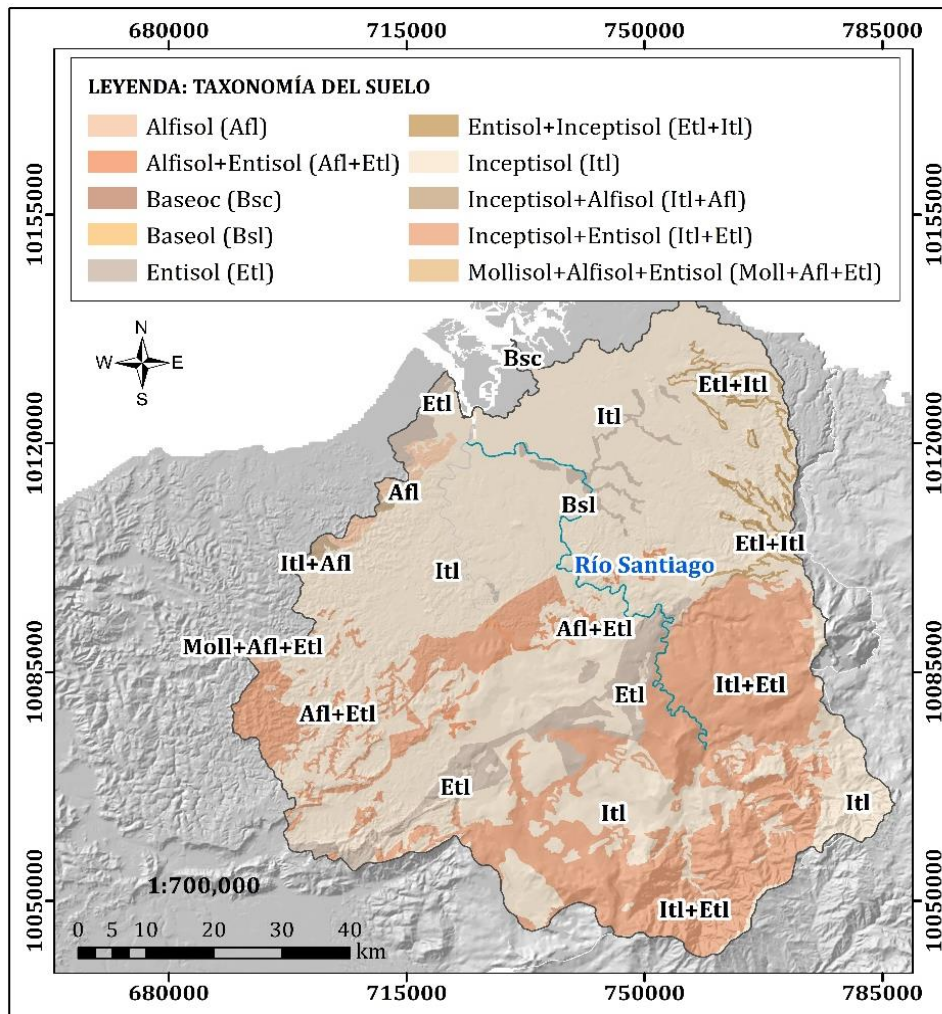
3.1.4 Tipo de suelo

Los suelos del área de estudio son deficientes en nutrientes, debido a que la mayoría de los nutrientes son utilizados por la vegetación para su desarrollo (Velásquez, 2014). Las especies arbóreas se han adaptado a este tipo de suelos ácidos y escasos en nutrientes, en el cual se encuentra una gran presencia de musgos y plantas epifitas. Los procesos geomorfológicos de erosión y de transporte de sedimentos no permiten que se formen suelos profundos, aun así, las raíces de algunas especies han penetrados entre las rocas hasta llegar a capas más profundas (Young, 2014).

La cuenca hidrográfica del río Cayapas posee suelos alfisoles, entisoles, inceptisoles, mollisoles entre otros (Figura 5); los suelos alfisoles tienen un alto nivel de humedad lo que los hace capaces de proporcionar agua a diferentes plantas durante largos periodos de tiempo (Sanchez y Rubiano, 2015). Los inceptisoles son suelos que presentan una evolución moderada, se ubican en relieves suaves y se componen de texturas finas, poseen condiciones de buen drenaje por lo que rara vez estos suelos se ven afectados por inundaciones (Ramos, 2017). Los suelos entisoles se desarrollan a partir de aluviones y en áreas erosionadas con pendientes muy fuertes, estos suelos son poco evolucionados también poseen texturas que en su mayoría son gruesas (Chinchilla, Mata y Alvarado, 2011).

Figura 5

Taxonomía del suelo de la cuenca del río Cayapas



3.1.5 *Flora y fauna*

Un total de 4 463 especies de fauna se encuentran en la región Costa, de estas en Esmeraldas se encuentra un total de 2 333 especies, el hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena presenta el mayor porcentaje de este número, por ello es una de las zonas del país en donde más se concentra la biodiversidad. El sotobosque del bosque húmedo se encuentra dominado por helechos y especies de la familia Araceae. El Ecuador es uno de los países más mega diversos que existe en el mundo, se encuentra en el noveno lugar a nivel mundial en especies de mamíferos y ocupa el cuarto lugar en América del Sur (Velásquez, 2014).

3.1.6 *Ecosistemas*

La cuenca del río Cayapas está formada por 10 tipos de ecosistemas (Figura 6) entre los principales se encuentran: los bosques siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial que se localizan hasta los 300 msnm (Cerón et al., 1999), este hábitat presenta un dosel que va desde medianamente cerrado a cerrado con árboles que oscilan entre 25 y 30 m de alto, los árboles emergentes pueden llegar a medir hasta 40 m, las especies emergentes en el bosque corresponden a *Humiriastrum procerum* y *Virola dixonii* (Ministerio del Ambiente, 2013). Este ecosistema presenta condiciones cálidas y muy húmedas lo que genera que la biodiversidad de los bosques sea alta pero menor al bosque húmedo tropical amazónico, es una de las regiones más amenazadas del país ya que el 74.1% de la vegetación natural que presenta ha sido deforestada por actividades humanas (Padrón et al., 2015).

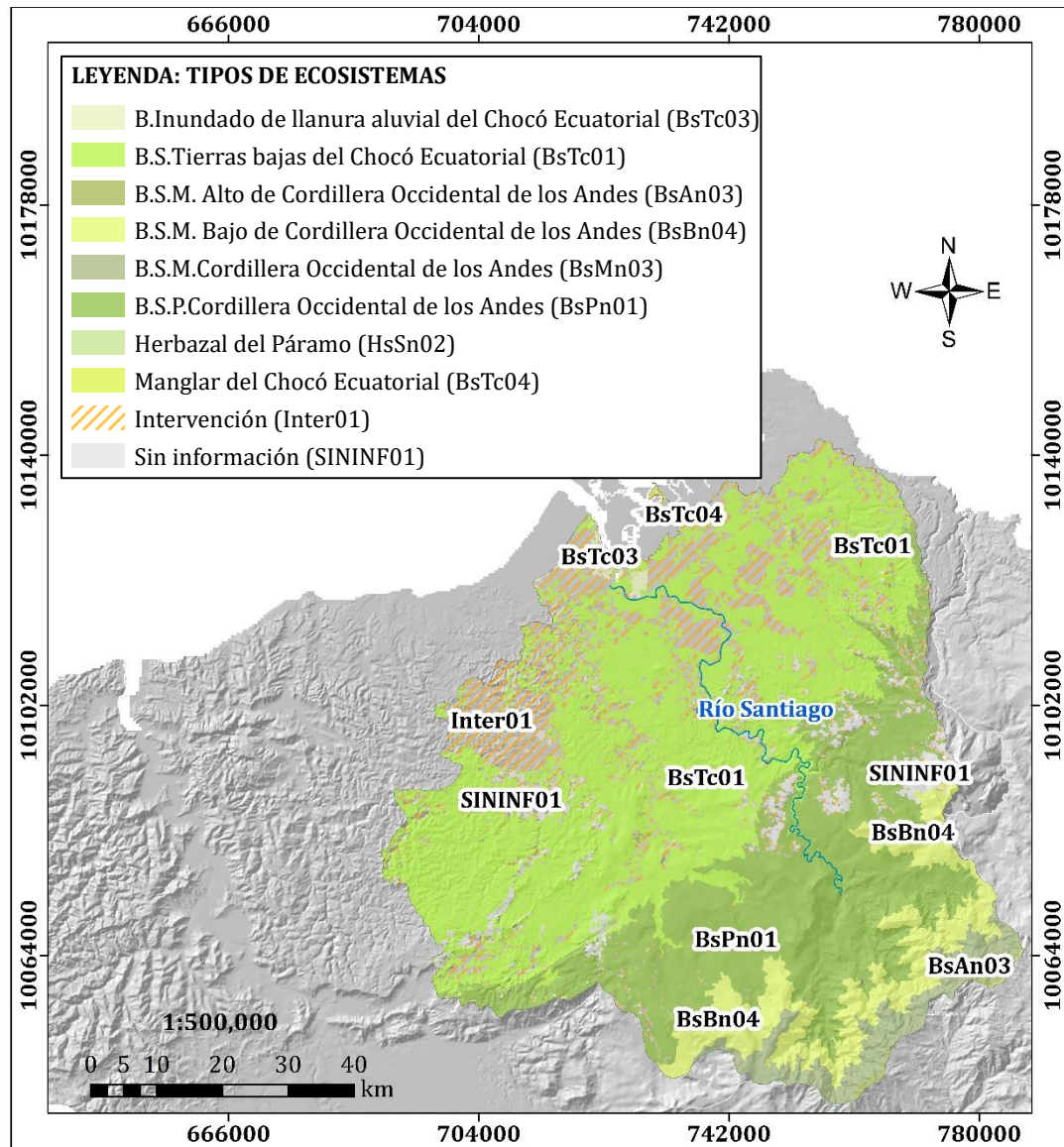
También se encuentra el bosque siempre verde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes que está formado por los bosques que se localizan desde los 1 300 hasta los 1 800 msnm, este tipo de ecosistema alberga una composición particular de especies de flora, con elementos de los bosques piemontanos de la Cordillera costera, de tierras bajas del Chocó y del bosque siempreverde montano bajo de los Andes Occidentales (Ortega et al., 2010). Las plantas epifitas como musgos, helechos, orquídeas y bromelias se presentan con mayor frecuencia, en este bosque (Sierra, 1999), las familias representativas en el estrato arbóreo de este

ecosistema son: Rubiaceae, Moraceae, Arecaceae, Fabaceae, Meliaceae, Sapotaceae, Lauraceae y Lecythidaceae (Kvist et al., 2004).

Además de los ya mencionados en la cuenca Cayapas se encuentra el bosque siempreverde piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes, está formado por géneros arbóreos, en especial por especies de palmas, al igual que especies de flora pertenecientes a la familia Mimosaceae, Fabaceae, Burseraceae y Meliaceae, las especies arbóreas en este hábitat pueden alcanzar los 30 o más metros de altura (Sierra, 1999).

Figura 6

Sistema de clasificación de vegetación por Sierra (1999)



3.2 Métodos

El trabajo de investigación se realizó en la cuenca del río Cayapas, consistió en la elaboración de mapas temáticos de uso de suelo y cobertura vegetal de los años 1982, 2002. Posteriormente se realizó la proyección del cambio de cobertura para el año 2022 por medio del software TerrSet, finalmente se utilizó la información obtenida para analizar los índices y métricas del paisaje.

El diseño de la investigación es no experimental, y se lo aplicó de manera longitudinal, debido a que se consideró que el tema de investigación busca analizar cambios a través del tiempo, y se desarrolló mediante las siguientes actividades.

3.2.1 Determinación del cambio de uso de suelo durante los años 1982 y 2002

- **Limitaciones metodológicas**

Una de las principales limitaciones metodológicas que se presentó al momento de utilizar imágenes satelitales fue el porcentaje de nubosidad que según Torres y Vivanco (2018), no debe superar el 20% para que exista una buena extracción de los datos, y a su vez se haga un correcto análisis de la imagen satelital. Debido a que el presente estudio tuvo como objeto analizar el cambio de uso de suelo y el estado del paisaje se trabajó con imágenes satelitales.

En ese sentido se descargó imágenes satelitales de los años 1998 y 2016 por medio del geoportal del USGS (Servicio Geológico de Estados Unidos, <https://earthexplorer.usgs.gov/>), se obtuvieron 4 imágenes satelitales; para el año 1998 se utilizó el satélite Landsat 5 TMC1 Level-1, y para el año 2016 Landsat 7 ETM+C1 Level-1 y Landsat 8 OLI/TTIRS C1 Level-1, en la Tabla 2 se detalla las características de las imágenes satelitales, los sensores y bandas que fueron utilizados, como resultado se obtuvo un total de 8 imágenes y de esta manera se formó un mosaico. Por la diferencia de bandas no fue posible unir las imágenes satelitales, por este motivo se trabajó las imágenes de forma separada, en cada imagen se realizó una corrección radiométrica, topográfica y atmosférica.

Tabla 2*Banda, sensor y resolución Landsat 5, 7 y 8*

Satélite	Banda	Sensor	Rango (μm)	Resolución (m)
Landsat 5	1	TM	0.45 – 0.52	30
	2		0.52 – 0.60	30
	3		0.63 – 0.69	30
	4		0.76 – 0.90	30
	5		1.55 – 1.75	30
	6		10.4 – 12.5	120
	7		2.08 – 2.35	30
Landsat 7	3	ETM	0.63 – 0.69	30
	5		1.55 – 1.75	30
	6		10.31 – 12.36	60
	7		2.08 – 2.35	30
Landsat 8	8	OLI	0.50 – 0.90	15
	1		0.44 – 0.45	30
	2		0.45 – 0.51	30
	3		0.53 – 0.59	30
	4		0.64 – 0.67	30
	5		0.85 – 0.88	30
	6		1.57 – 1.65	30
	7		2.11 – 2.29	30
8	0.503 – 0.68	15		

Fuente: Labrador, Évora y Arbelo, 2012

El porcentaje de nubosidad encontrado en las imágenes para el año 1998 y 2016 fue de 46.29% y 15.43% respectivamente, esto concuerda con lo señalado por Torres y Vivanco (2018), que menciona que para que una clasificación sea adecuada la nubosidad no puede sobrepasar el 20% (Tabla 3). Es por ello que con este porcentaje de nubosidad no se trabajó con clasificación supervisada, ni con clasificación no supervisada al ser la nubosidad un limitante.

Tabla 3

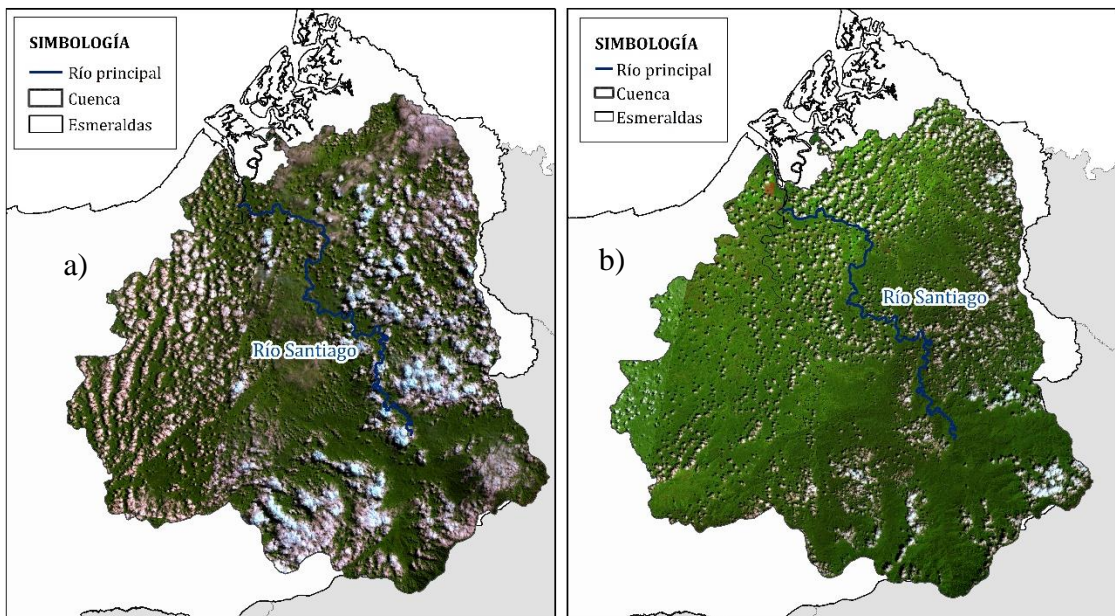
Superficies de las coberturas vegetales año 1998 y 2016

Clases	Año 1998		Año 2016	
	Área (hectáreas)	%	Área (hectáreas)	%
Nubes	415 358.88	46.29	118 784.65	15.43
Sombras	50 074.66	5.58	33 453.03	4.35
Cultivos	94 892.81	10.58	65 405.83	8.50
Pastos	39 132.64	4.36	87 293.35	11.34
Vegetación Arbustiva	163 985.95	18.28	226 933.20	29.49
Bosque Nativo	117 343.48	13.08	235 743.53	30.63
Total	880788.42	100	767613.59	100

La presencia de un gran porcentaje de nubes en el área de estudio hace que sea difícil determinar las áreas de las coberturas que se encuentran en la cuenca ya que la mayor parte se encuentran cubiertas por nubes (Figura 7), bajo estos términos se procedió a utilizar la herramienta Focal Statistics con la finalidad de asignar un valor a las nubes y sombras, el cual se asigna de acuerdo con el pixel del área que se encuentra más cercana. A la clasificación realizada se le generó un no data que tiene el fin de borrar el valor que tienen las nubes, una vez realizado este procedimiento se ejecutó la herramienta Focal Statistics, con ella se rellenó cinco pixeles de ancho y alto en las categorías de nubes. Sin embargo, al utilizar varias veces la herramienta, la clasificación se comienza a distorsionar y se crean nuevos pixeles por fuera de la cuenca, lo cual no validaría la clasificación y aumentaría el margen de error de la misma.

Figura 7

Imágenes satelitales landsat de la cuenca Cayapas años a)1998 composición de bandas RGB 543 (falso color) y b)2016 composición de bandas RGB 542 (falso color)



En consecuencia, para determinar el cambio de uso de suelo se utilizó el geo data base oficial publicado por el Sistema Nacional de Información (2014), en el cual se obtuvo la cartografía para el año 1982 y 2002 con las siguientes categorías: bosque nativo, cuerpo de agua, cultivos, pasto y vegetación arbustiva.

- **Análisis del cambio de uso de suelo mediante la matriz de transición**

La matriz de transición permitió ordenar los cambios de estado del paisaje, de esta manera, se logró determinar el cambio que tienen distintas partes del área de estudio, es así como esta matriz permite el análisis de los distintos cambios de cobertura, y permitió establecer el cambio neto, cambio total, la ganancia, pérdida y estimación de intercambio de cada una de las coberturas presentes en el área de estudio (Farfán, Rodríguez y François, 2015).

3.2.2 Proyección del cambio de uso de suelo para el año 2022

- **Preparación de insumos**

Para la proyección del cambio de la cobertura y uso de suelo, se realizó un listado con las características específicas de los rasters de categorías de cobertura y uso de suelo (Tabla 4), es necesario que todos los rasters presenten las mismas similitudes para poder trabajar con ellos.

Tabla 4

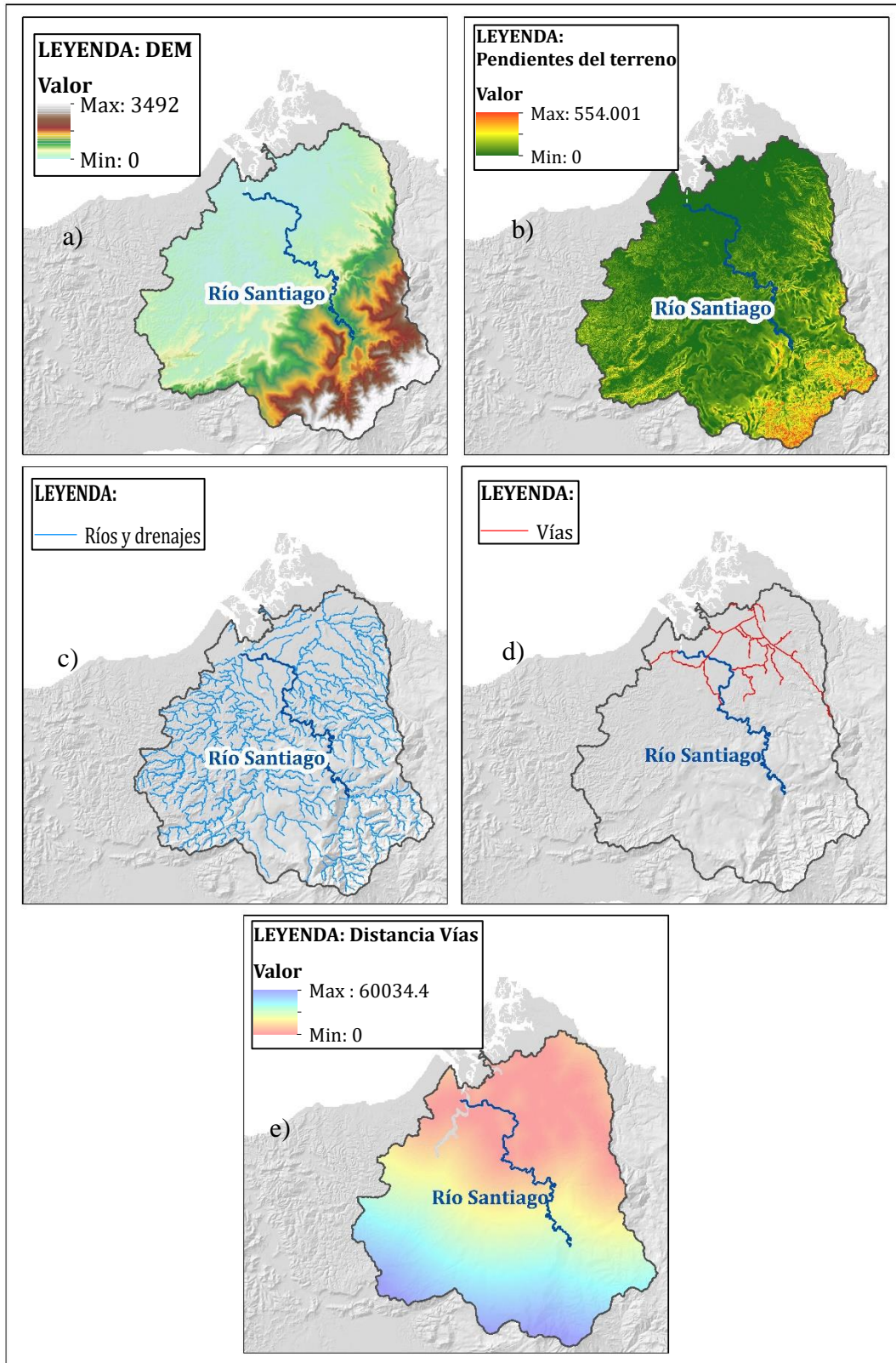
Características de los rasters de insumos para el software TerrSet

Información del Raster	Características
Columnas y filas	3256, 3367
Número de Bandas	1
Tamaño del pixel	30 m x 30 m
Formato	TIFF
Tipo de almacenamiento	Entero no asignado
Resolución radiométrica	8 bit

Se determinaron las variables para realizar la modelación del escenario futuro, estas variables se las separó en dinámicas y estáticas (Figura 8), para su clasificación se consideró que las variables dinámicas son los factores que generan un cambio no natural en el hábitat.

Figura 8

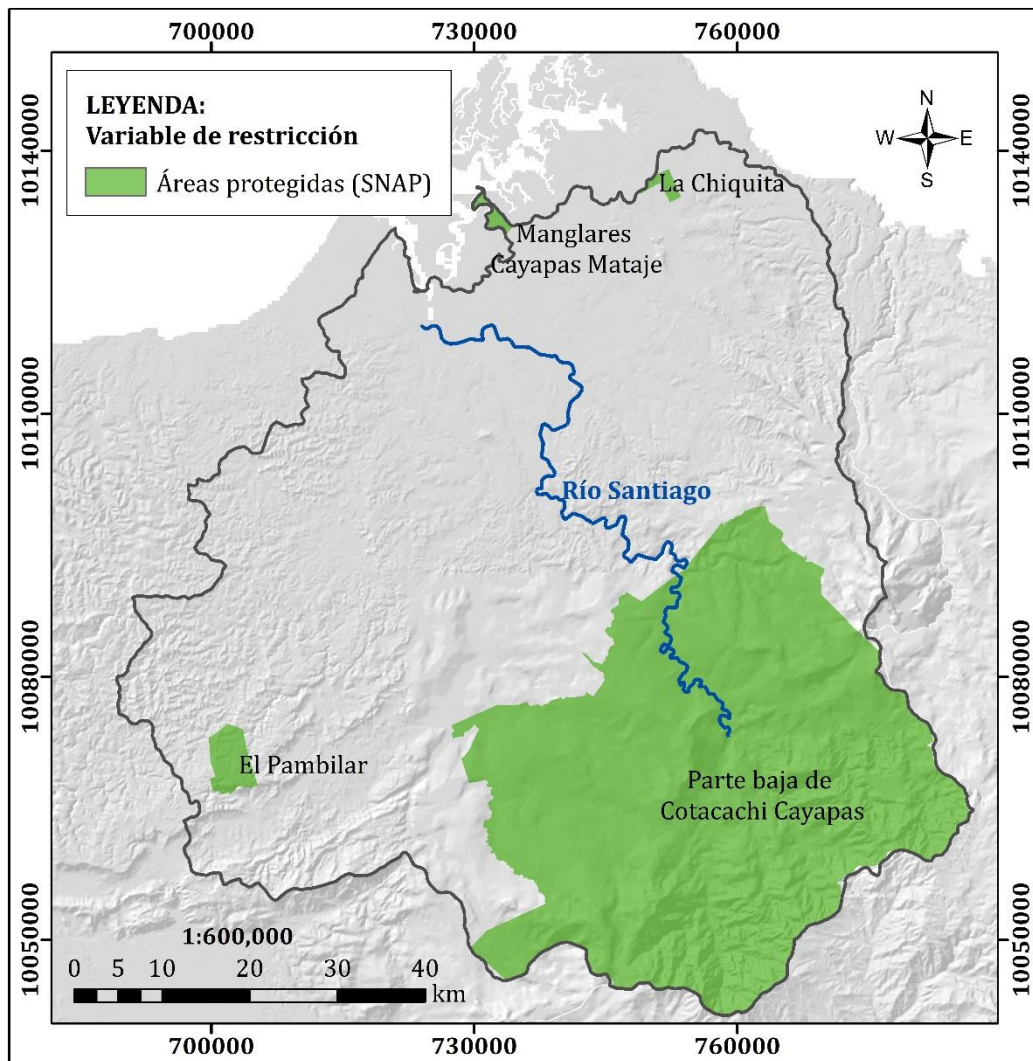
Variables estáticas: a) DEM, b) Pendientes del terreno, c) Ríos y drenajes y d) Vías; Variable dinámica: e) Distancia euclidiana vías.



Posteriormente se identificaron las áreas protegidas que se encuentran en la cuenca Cayapas (Figura 9), con el fin de utilizar este raster como una variable de restricción, el software TerrSet no analizó cambios en la cobertura, debido a que se consideraron que estas zonas se mantendrán intactas con el pasar del tiempo ya que se encuentran protegidas por leyes ambientales vigentes.

Figura 9

Variable de restricción del cambio de uso de suelo

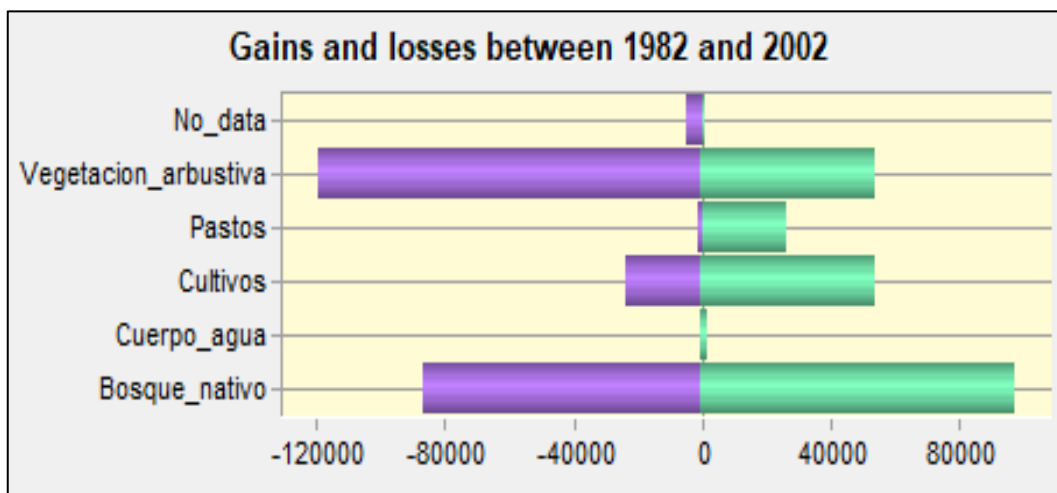


- **Aplicación del modelo de simulación del cambio de cobertura y uso del suelo para el año 2022**

Para realizar la proyección del cambio de uso de suelo para el año 2022, se utilizó la base de simulación del modelo Land Change Modeler del software TerrSet, ya que este módulo está diseñado para el análisis de cambio de usos del suelo estadísticamente al igual que espacialmente explícita. En este software se realizó un análisis de los cambios de cobertura y uso de suelo, se establecieron las ganancias y pérdidas (Figura 10) en la cobertura vegetal presente en los años 1982 y 2002.

Figura 10

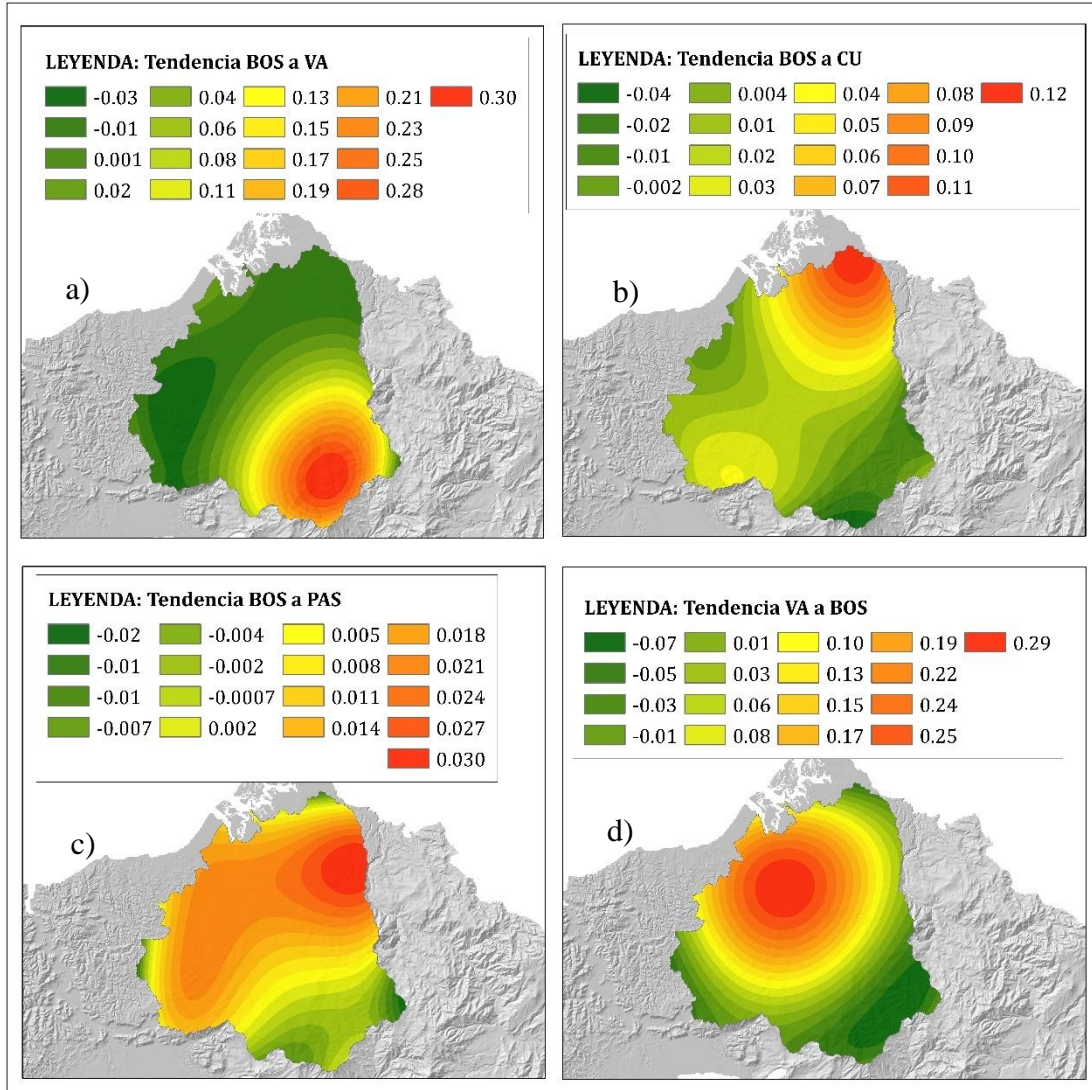
Reducción e incremento en las superficies de la cobertura vegetal período 1982 – 2002



También se determinaron los espacios en donde se produjeron cambios en la cobertura y uso del suelo dentro del área de estudio. Se generaron tendencias de cambio entre categorías de coberturas y usos del suelo las cuales se identificaron en el análisis de cambio (Figura 11). Estas tendencias permiten predecir la predisposición que tienen las coberturas vegetales a cambiar por usos de suelo como son cultivos o pastoreo en el transcurso del tiempo.

Figura 11

Tendencias de cambio: a) Bosque a Vegetación arbustiva, b) Bosque a Cultivos, c) Bosques a Pastos, d) Vegetación arbustiva a Bosque



Se estableció un sub – modelo de transición (Tabla 5), y se determinaron las áreas que cambiaron de estado, este sub – modelo tiene el nombre de disturbios, debido a que todo cambio sea bueno o malo que se desarrolle en el área es un disturbio.

Tabla 5*Transiciones del sub - modelo*

Transición		Sub – Modelo
De	A	
Bosque nativo	Cultivos	
Bosque nativo	Pasto	Disturbios
Bosque nativo	Vegetación arbustiva	

Posterior a establecer el sub - modelo, se agregaron las variables estáticas y dinámicas que se establecieron previamente, para seleccionar estas variables se realizó una prueba de Cramer's V (Tabla 6), debido a que esta prueba permite calcular la fuerza de relación que existe entre las variables.

Tabla 6*Análisis de la prueba de Cramer's V*

Variables	Test Cramer's V	p-value
Modelo de Elevación	0.50	
Pendientes	0.30	
Distancia euclidiana vías	0.44	menor a 0.05
Bosque a cultivos	0.30	
Bosque a pasto	0.28	
Bosque a vegetación arbustiva	0.31	

- **Índice o coeficiente Kappa**

El índice o coeficiente Kappa creado por Jacob Cohen en 1960, permitió comprobar una posible similitud entre dos clases, de esta manera se comparó el modelo de predicción del año 2022 con puntos tomados en el área de estudio. Si la clasificación se acerca a valores cercanos al cero indica un acuerdo al azar, mientras que el uno indica la veracidad entre el mapa y la realidad (Chuvieco, 2008).

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_{i+} * X_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_{i+} * X_{+i})}$$

Donde:

r= Número de filas en la matriz

X_{ii}= Número de observaciones de la fila i, columna i (diagonal mayor)

X_{i+}= Total de observaciones en la fila i

X_{+i}= Total de observaciones en la columna i

N= Total de observaciones incluidas en la matriz

Los resultados se este índice puede variar de acuerdo con distintos criterios, es decir, el valor depende de la similitud que presenten las clases como se puede observar en la Tabla 7, (Alvear, 2018).

Tabla 7

Valoración del coeficiente Kappa

Coeficiente de Kappa (K)	Fuerza de concordancia
0.00	Pobre
0.01 – 0.20	Leve
0.21 – 0.40	Aceptable
0.41 – 0.60	Moderada
0.61 – 0.80	Casi considerable
0.81 – 1.00	Casi perfecta

Fuente: Landis y Kotch, 1977

3.2.3 Análisis de los impactos del cambio de uso de suelo en los patrones espaciales del bosque húmedo

- **Análisis de cambios de uso de suelo en los patrones espaciales**

Se analizó la cartografía obtenida de los años 1982, 2002 y de la proyección elaborada para el año 2022 por medio del software Fragtats 4.2, en donde se

determinó los índices y métricas del paisaje, con los resultados obtenidos se realizó un análisis multitemporal de los cambios del paisaje.

- **Métricas o índices del paisaje**

Para el análisis del cambio de uso de suelo en los años 1982, 2002 y 2022, se hizo un estudio a nivel de clase en donde se utilizaron las siguientes métricas: densidad de parches, número de parches, área total de parche, densidad del borde (Tabla 8). Estas métricas permiten determinar el cambio en el uso de suelo que se ha generado en la zona de estudio, y de esta manera, establecer las actividades antrópicas que ocasionaron cambios en la cobertura vegetal del Bosque húmedo, de igual forma conocer el nivel de fragmentación que presenta este tipo de bosque, esto se puede ver claramente con el número de parches que se lleguen a generar, cada una de las métricas presentan un rango de variación diferente (Echeverría et al., 2014).

Tabla 8

Métricas del paisaje usadas para el análisis de patrones espaciales de los bosques nativos

Clase	Métrica	Descripción	Unidad de medida	Rango de variación
Área, densidad y borde	Área del parche	Área de cada parche de bosque nativo en el paisaje.	Hectáreas	0 y sin límite
	Índice del parche más grande	Porcentaje del área del parche más grande con respecto al área total del paisaje.	Porcentaje	$0 < LPI < 100$
	Densidad de parches	Número de parches de bosque nativo por cada 100 hectáreas.	Numérico	$PD > 0$
	Densidad del borde	Densidad de la longitud de borde de los parches de bosque nativo.	Metros por hectárea	$ED > 0$, sin límite

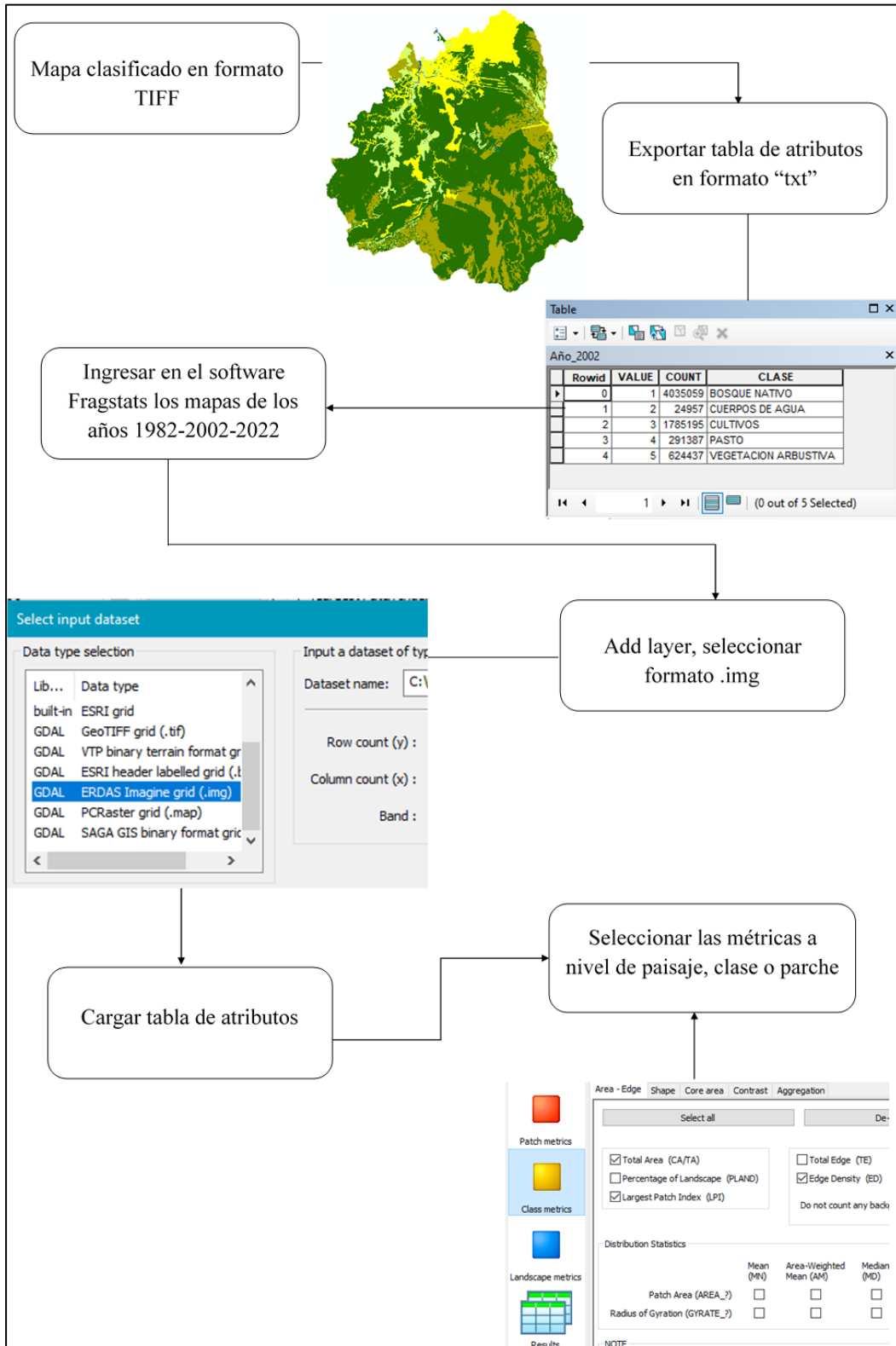
Fuente: McGarigal et al., 2013

Para la obtención de las métricas del paisaje se utilizó el software Fragstat 4.2, en el cual se importó las tablas generadas de imágenes clasificadas en formato TIFF (Figura 12). Este proceso permitió analizar la estructura del paisaje ya que facilita

el entendimiento de los cambios en los patrones espaciales del ecosistema (McGarigal et al., 2012).

Figura 12

Flujograma para obtener las métricas del paisaje en el software Fragstats



3.3 Materiales y equipos

A continuación, se detallan los materiales tanto de campo como de oficina a utilizarse en la presente investigación (Tabla 9).

Tabla 9

Materiales y equipos

Tipo	Descripción
Materiales	Materiales de Oficina
Equipos	GPS Cámara fotográfica Computador portátil
Software	ArcMap 10.5 Envi 10.3 Fragstats TerrSet 1.0

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

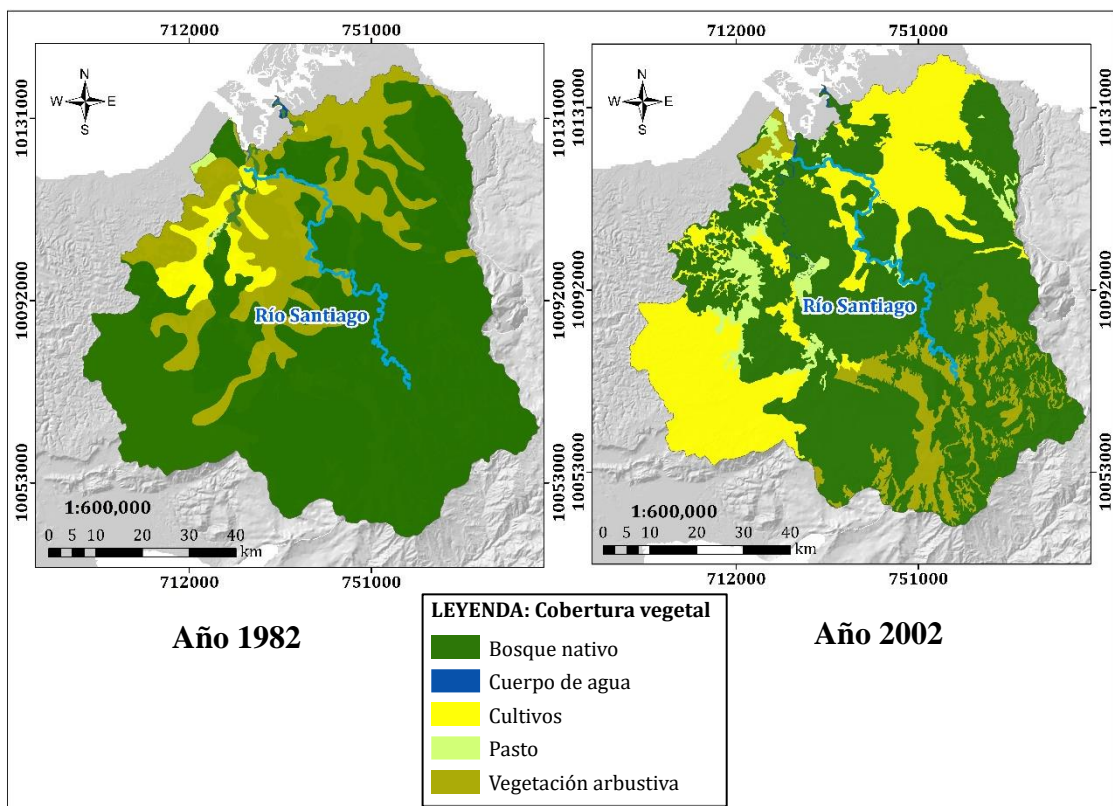
4.1 Determinación del cambio de uso de suelo durante los años 1982 y 2002

4.1.1 Cambios en la cobertura del paisaje

El bosque nativo presentó un cambio significativo entre el periodo de 1982 – 2002, en el cual la cobertura vegetal del bosque se vio reducida a 363 155 hectáreas, es evidente el cambio en la cobertura vegetal de la cuenca Cayapas (Figura 13). Los cultivos tuvieron un aumento, debido a que en el año 1982 representaban el 4.17% y para el año 2002 presentan el 26.40%. De igual forma, los pastos presentaron un incremento para el año 2002 la cobertura para este año tiene un total de 26 219.2 hectáreas (Tabla 10).

Figura 13

Cobertura vegetal período 1982 – 2002 de la cuenca del río Cayapas



Estos resultados se deberían al incremento de población en la provincia de Esmeraldas en el periodo de 1982 – 2002, ya que según datos del INEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Ecuador) la población que esta provincia presentaba para el año de 1982 fue de 249 008 habitantes, este valor aumenta para el censo realizado en el año 2001 en donde la población de Esmeraldas fue de 385 223 habitantes, lo cual indica que la zonas pobladas tuvieron un aumento del 35.36% (INEC, 1982; INEC, 2001), en este periodo la actividad económica a lo que se dedican los pobladores es a la agricultura (INEC, 2001), lo cual tiene relación con los resultados obtenidos en esta investigación. Estos resultados confirman lo establecido en varios estudios, sobre la relación que existe entre la degradación de bosques con el número de habitantes y la pobreza, lo que se constituye como una de la condiciones para que se produzca una mayor pérdida de áreas naturales (Márquez, 2002).

Tabla 10

Cambio en la cobertura vegetal periodo 1982-2002

Cobertura Vegetal	Año 1982		Año 2002	
	Área (hectáreas)	%	Área (hectáreas)	%
Bosque nativo	456 210	75.57	363 155	59.68
Cuerpo de agua	2 017	0.37	2 269	0.37
Cultivos	25 191	4.17	160 676	26.40
Pasto	1 017	0.17	26 219	4.308
Vegetación arbustiva	124 091	20.06	56 203	9.23
Área total	608 526	100	608 522	100

4.1.2 Análisis del cambio de uso de suelo mediante la matriz de transición

En el periodo 1982 – 2002 se registró el aumento y disminución de la cobertura vegetal. De acuerdo con los resultados obtenidos por medio de la matriz de transición (Tabla 11) el bosque nativo evidenció una pérdida del 27.53 %, mientras que las áreas de cultivos incrementaron en un 25.93%. De igual forma los pastos presentaron un aumento del 4.25%. En este periodo la conversión de vegetación boscosa a zonas agropecuarias fue mayor a cualquier otra categoría, el mayor

porcentaje de ganancia neta en este periodo proviene principalmente de áreas de cultivos.

Tabla 11

Matriz de transición periodo 1982-2002

Año 1982	Año 2002					Total 1982	Pérdida
	Bosque Nativo	Cuerpo de Agua	Cultivos	Pasto	Vegetación Arbustiva		
Bosque Nativo	48.02	0	16.98	1.74	8.81	75.57	27.54
Cultivos	0	0	3.12	1.05	0	4.17	1.05
Pasto	0	0	0	0.03	0.14	0.16	0.14
Vegetación Arbustiva	0	0	8.95	1.47	9.64	20.06	10.42
Total 2002	48.03	0.0	29.06	4.29	18.6	100	
Ganancia	0	0	25.94	4.26	8.96		

Se incrementó el área de cultivos en la cuenca del río Cayapas en el periodo de 20 años, de tal manera que el bosque nativo tuvo un cambio neto de uso de suelo del 27.53 %. Esta pérdida de bosque es un cambio negativo en el paisaje de la cuenca, ya que se determina que el ecosistema se encuentra fragmentado debido al incremento en la zona agrícola (Tabla 12).

Tabla 12

Cambio neto de uso del suelo

Cobertura Vegetal	Ganancia	Pérdida	Cambio Total	Swap	Cambio Neto Absoluto
Bosque Nativo	0	27.54	27.54	0	27.54
Cultivos	25.93	1.05	26.99	2.10	24.89
Pasto	4.26	0.14	4.40	0.28	4.11
Vegetación Arbustiva	8.96	10.41	19.38	17.91	1.46

La expansión de la frontera agrícola provocó la pérdida y fragmentación del bosque nativo, ya que se perdió un total de 93 055 hectáreas de bosque húmedo en un periodo de 20 años y se registró un aumento de 135 484.9 hectáreas en las zonas de cultivos. Estos resultados tienen relación con lo que presentó Sierra, (1996), en su estudio sobre la deforestación en el noroccidente del Ecuador, en el cual resalta que una porción de la deforestación en el noroccidente del Ecuador en el período 1983-

1993 ocurrió a consecuencia de la expansión de la frontera agrícola. En un estudio realizado en los bosques húmedos al sur de Ecuador, se registró una pérdida de la vegetación boscosa del 46%, esta cubierta forestal se convirtió en pastos y en otro tipo de coberturas antrópicas (Tapia et al., 2015). Los bosques húmedos tropicales se ven cada día amenazados principalmente por factores inducidos por el hombre, entre el 15% y 20% de los bosques húmedos tropicales han sido eliminados desde principios de la década de 1990 y un 10% ha sido degradado (Vancutsem et al., 2021). Los bosques húmedos se han visto actualmente reducidos a causa de la deforestación, lo que ocasiona que el bosque húmedo sufra un proceso de fragmentación forestal en las últimas décadas (West y Fearnside, 2021).

En un estudio realizado en Colombia acerca del cambio de uso de suelo en los bosques húmedos se encontró resultados similares a los presentados en esta investigación, en donde se determinó que tanto el bosque nativo como la vegetación secundaria fueron deforestados por el incremento de áreas de cultivos o ganadería estos resultados corresponden al periodo de estudio 1977 – 1986 (Cortes, 2013). La pérdida de vegetación boscosa registrada en la cuenca hidrográfica Cayapas por la expansión agrícola es significativa, ya que las áreas agrícolas representan el 26.40% de la cobertura en el área de estudio. En los bosques húmedos tropicales en Kenia entre el periodo 1990 – 2010, el bosque se habría reducido de 19 599 a 9 275 hectáreas lo que indicó una pérdida de la vegetación boscosa del 52.7%, esta reducción sucedió como consecuencia del aumento en áreas de pastizales con un porcentajes mayores al 50%, y por actividades agrícolas que tuvieron un incremento correspondiente de 12 842 a 24 072 hectáreas (Muhati, Olago y Olaka, 2018). En el bosque húmedo ubicado en Huánuco – Perú se determinó una pérdida total de bosque de 2 306 hectáreas causadas por la deforestación antrópica, pese a que esta zona se encuentra bajo normas de conservación se ve amenazado por la extracción de leña y apertura de nuevos campos de cultivo (Noblecilla, 2020).

Los bosques tropicales cubren más del 50% del total de bosques presentes en la superficie de la Tierra y contribuyen al apoyo ecológico, social y de sustento de los pueblos indígenas (Romijn et al., 2015). La agricultura y las actividades que derivan de ella, sin duda, son las principales causas de deforestación directa del país, un

89% de bosques prístinos en los últimos años se han convertido especialmente en pastizales (65%), y en otros mosaicos agrícolas y agropecuarios (24%) (Mogrovejo, 2017). En los bosques húmedos de Brasil se ha registrado una deforestación ocasionada principalmente por pastos y nuevos campos de cultivos, la tasa de deforestación en esta región estuvo entre las más altas del mundo con un promedio de 18 400 km² por año (INPE, 2020). El estudio realizado en los bosques tropicales en tierras altas de Sarawak, Borneo se determinó que en el año 1973 los bosques cubrían el 75% de la superficie terrestre y esto se habría reducido al 30% en 2010 debido a la intensificación de la actividad maderera como también de las actividades agrícolas (Vijith et al., 2018).

La pérdida de bosques nativos ocasionada por la deforestación es un problema que repercute a su vez en la disminución de la biodiversidad y es una de las principales causas de pérdida y fragmentación de ecosistemas nativos como el bosque húmedo por la expansión de la frontera agrícola (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), las zonas costeras del Ecuador cuentan con una riqueza biológica muy grande pese a ello, esta biodiversidad se encuentra amenazada debido a las actividades agrícolas que en esta zona son una de las principales fuentes de trabajo (Palacios y Jaramillo, 2001).

Alrededor de las tres cuartas partes de la superficie terrestre de la Tierra se han visto afectadas por actividades realizadas por el ser humano (Palahí et al., 2021), como consecuencia se ha generado el deterioro en la cobertura forestal (Wernick y col., 2021), lo cual repercute en la conservación de la biodiversidad (Zhou et al., 2021). En países nórdicos en el periodo de 1992 – 2018 se ha registrado una disminución de los bosques nativos (8 607 km², -1 %) al igual que de vegetación arbustiva (5 695 km², -7%) causado por la expansión de zonas agrícolas que aumentó un total de 15 884 km² lo que equivale al 16% (Zhou et al., 2021). En Brasil en la cuenca del río Prata, se analizó el cambio de uso de suelo y se determinó que la reducción de la vegetación nativa entre el periodo de 1986 – 2007 fue causada por la expansión agropastoral, las áreas agrícolas no incrementaron tanto como las áreas de pastos. Sin embargo, sus transiciones ocurrieron exclusivamente en la zona más importante de la cuenca del río Prata (Rodrigues da Cunha et al., 2021), se han producido

pérdidas de áreas forestales en todas las regiones de Brasil, como lo señalaron recientemente Santos et al. (2020).

Resultados similares a este estudio se encuentran en el bosque nativo del hotspot chileno, en el periodo de 1979 – 2000, en donde la pérdida de vegetación fue del 28.2% con una tasa de deforestación del 1.6% al año (Aguayo, Pauchard, Azócar y Parra, 2009), y al igual que sucede en otros casos esta pérdida se produjo debido al reemplazo del ecosistema nativo por plantaciones forestales, esta sustitución refleja la constante pérdida que se produce de bosque nativo por áreas de cultivo y producción (Aguayo et al., 2009). Pérdidas de ecosistemas como el bosque húmedo han sido estudiadas en otras partes del mundo como es en el hotspot de la provincia de Limón en Costa Rica, en este lugar la deforestación de la vegetación natural en el año 1997 llegó a 54.830 hectáreas, por ende, la fragmentación del bosque húmedo y la pérdida de la biodiversidad aumentó (Van Laake y Sánchez, 2004).

La deforestación y la fragmentación son componentes principales del cambio global, ambos contribuyen a la pérdida de áreas de bosques tropicales con importantes implicaciones para el funcionamiento de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad (Brook, Sodhi y Ng, 2003). La conservación de áreas de cultivos y pastos a lo largo del tiempo llega a alterar el equilibrio natural de un hábitat y reduce la biodiversidad, lo que provoca el deterioro de la cobertura natural e influye en la disponibilidad futura de hábitats para especies que se localizan en estas regiones (Nóbrega et al., 2018).

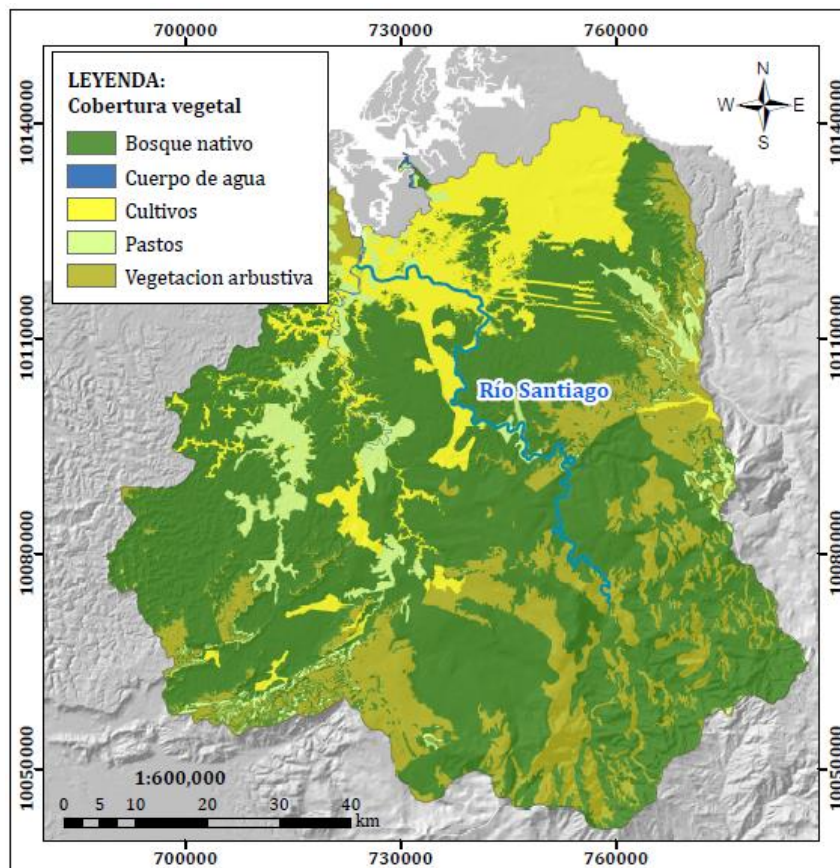
En un estudio realizado en Chile en los bosques nativos se registró una pérdida total del bosque del 33.2 %, esta pérdida se produjo de igual forma por la suplantación de la vegetación boscosa por plantaciones forestales (Otavo y Echeverría, 2017). En Perú en la provincia de Rodríguez de Mendoza presentó una pérdida de 918.81 km² de cobertura boscosa en un periodo de 29 años, la reducción del bosque se generó por el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, cuyas fronteras aumentaron en un 69.84% y 93.52% respectivamente (Rojas et al., 2019).

4.2 Proyección del cambio de uso de suelo para el año 2022

Se evidenció un aumento en la cobertura del bosque nativo, al igual que de vegetación arbustiva y pastos que ocupan áreas que en los años anteriores le pertenecían a la cobertura de cultivos. El área que disminuyó considerablemente es la de cultivos en la predicción de la cobertura vegetal para el año 2022 (Figura 14). Esta disminución en las áreas de cultivos se debería a que la población existente en la provincia de Esmeraldas ha buscado otras fuentes económicas a parte de las actividades agrícolas, y otro porcentaje ha emigrado para buscar mejores condiciones de vida, en los últimos años, el número de emigrantes ecuatorianos ha aumentado un 4,62% (INEC, 2019).

Figura 14

Modelo de cambio de uso de suelo de la cuenca del río Cayapas para el año 2022



En la cuenca Cayapas existe un cambio en las coberturas vegetales, este cambio beneficia a la flora y fauna que se encuentran en este lugar. Para el año 2022 las

áreas agrícolas reducirán su extensión y áreas que antes pertenecían a esta categoría con el transcurso del tiempo tienden a convertirse en pastizales, vegetación arbustiva y bosque nativo, sin embargo esto no quiere decir que zonas como la vegetación boscosa se encuentren en un buen estado, ya que dentro de esta zona existen áreas que pertenecen a actividades antrópicas, el bosque nativo ya no se encuentra formado por un solo parche de gran tamaño, al contrario, presenta un gran número de parches y estos se encuentran a una distancia considerable lo cual ocasiona la pérdida de cobertura gradualmente.

Los resultados obtenidos de la proyección realizada para el año 2022, señaló un incremento del 2.7% de bosque nativo, pastos del 1.76% y vegetación arbustiva un aumento del 8.95%, el área de cultivo tuvo una disminución del 13.40%. La tendencia de cambio en la cuenca del río Cayapas es aceptable, ya que coberturas como el bosque nativo que para el año 2002 se encontraba con 363 155 hectáreas, para el año 2022 presenta 379 585.76 hectáreas, lo cual equivale al 62.37%, (Figura 15). La validación del modelo de predicción se realizó con puntos de control tomados por medio de Google Earth en el área de estudio y el modelo de predicción del año 2022, el coeficiente o índice de Kappa fue de 0.79 equivalente al 83.33% de precisión, lo cual indica una fuerza de concordancia “Casi considerable” (Tabla 13).

Tabla 13

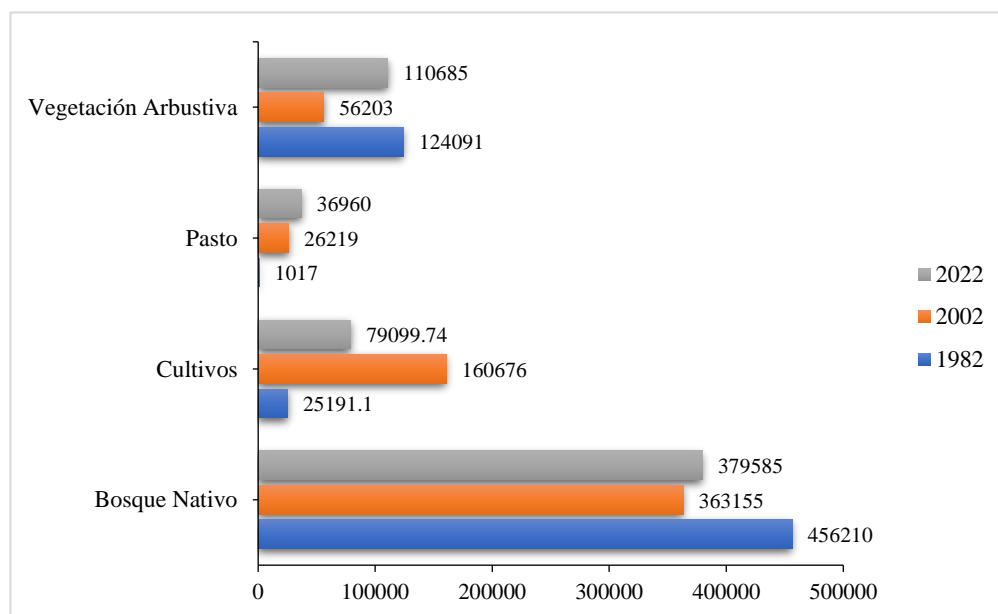
Matriz de confusión de la cobertura vegetal año 2022

Clases	1	2	3	4	5	Clasificación general	Precisión
1	8	0	0	1	0	9	88.89%
2	0	3	0	0	0	3	100%
3	0	0	7	2	1	10	70%
4	0	0	0	6	2	8	75%
5	0	0	0	0	6	6	100%
Verdad en general	8	3	7	9	9	36	
Precisión del productor	100%	100%	100%	66.67%	66.67%		
Precisión general	83.33%						
Kappa	0.79						

Al realizar una comparación entre los tres años de estudio, se determinó que el bosque nativo en el transcurso del tiempo tuvo una regeneración natural, esto se comprobó ya que en el de 1982 presentó un total de 456 210 hectáreas las cuales representaban el 75.57% de la superficie en la cuenca. Sin embargo, en el 2002 la zona boscosa se encontró conformada por 363 155 hectáreas, lo que significa que para este año esta área perdió un total de 93 055 hectáreas, a pesar de esto en el año 2022 esta vegetación recupera un total de 16 430.76 hectáreas lo que equivale al 2.7% (Figura 15).

Figura 15

Cambios de superficie en el uso y cobertura del suelo años 1982, 2002 y 2022



En el periodo de 1982-2022 el bosque nativo tuvo una reducción del 13.2% lo que equivale a 76 624.24 hectáreas. En la cuenca Cayapas se encuentran distintos tipos de ecosistemas, mediante el análisis realizado por medio de la matriz transición se determinó la reducción del bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial en un 5.07%. Esto implicaría la pérdida de las siguientes especies representativas de este bosque como son: *Humiriastrum procerum* (chanul), *Brosimum utile* (sande), *Caryodaphnosis theobromifolia* (caoba), *Otoba gordoniiifolia* (cuángare), *Phytelephas aequatorialis* (tagua), *Exarata chocoensis* (canalón), *Coussapoa villosa* (matapalo), *Wettinia quinaria* (palma), *Podandroyne jamesonii*, *Cobaea campanulata*.

Existe la disminución en un 2.89% del bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes que ocasionaría la pérdida de especies como: *Ceroxylon alpinum* (palma de cera), *Phytelephas aequatorialis* (tagua), *Socratea exorrhiza* (palma que camina), *Nectandra membranacea* (jicopo), *Carapa guianensis* (tangaré). De igual manera, especies de orquídeas como: *Dimerandra rimbachii*, *Gongora grossa*. También se evidenció la pérdida del bosque siempreverde piemontano de la Cordillera Occidental de los Andes debido a que este bosque presentó una disminución del 3.09% en su superficie, lo que resultaría en la pérdida de las siguientes especies: *Wettinia quinaria* (palmas), *Pholidostachys dactyloides*, *Iriartea deltoidea*, *Protium ecuadorensis* (calade), *Otoba gordoniiifolia* (cuángare), *Guarea cartaguenya* (chalde), *Vitex gigantea* (pechiche), *Virola dixonii*, las cuales son representativas de este hábitat.

La vegetación secundaria como son pastos y vegetación arbustiva para el año 2022 tienden a aumentar su área, en el año 1982 la categoría de pasto no representaba un gran porcentaje en la superficie del área de estudio, para el año 2002 esto comienza a cambiar ya que presentó un aumento de 25 201.66 hectáreas, y en este año la zona de pastos equivale al 4.31% (Tabla 14).

Tabla 14

Cambios en el área y porcentaje de la cobertura vegetal periodo 1982-2022

Cobertura vegetal	1982		2002		2022	
	(hectáreas)	%	(hectáreas)	%	(hectáreas)	%
Bosque nativo	456 210	75.57	363 155	59.68	379 585	62.37
Cuerpo de agua	2017	0.37	2 269	0.37	2 197	0.37
Cultivos	25 191	4.17	160 676	26.41	79 099	13
Pasto	1 017	0.17	26 219	4.31	36 960	6.07
Vegetación arbustiva	124 091	20.06	56 203	9.24	110 685	18.19
Área Total	608 526	100	608 522	100	608 526	100

El área de cultivos disminuyó en un total de 81 576.26 hectáreas para el año 2022, estas áreas han sido sustituidas por coberturas de vegetación arbustiva y pastos al igual que bosque nativo, similares resultados se observaron en la proyección para el año 2020 realizado en las áreas protegidas presentes en Napo, en este estudio se establecieron cuatro categorías de cambio: la conservación de las actividades antrópicas, recuperación de bosque, cambio de deforestación y la conservación natural, en donde se obtuvo los siguientes porcentajes: 7.49%, 3.39%, 3.45% y 83.97% para cada categoría respectivamente, de esta forma se determinó que para el año 2020 perduró la conservación de la vegetación natural, y las actividades antrópicas desarrolladas en el año 2008 para el año 2020 redujeron su cobertura (Hurtado, 2014).

Por otra parte, en un estudio realizado por Rojas (2017), en los bosques húmedos amazónicos en Perú para el año 2030, se evidencia una pérdida alta de los bosques nativos, con una tasa anual de 1 387.9 km², este valor representa un aumento de la pérdida del bosque en un 0,34%, esta pérdida tendrá un afecto sobre la diversidad de especies de flora y fauna como también a la química en la atmósfera, debido a que la Amazonía alberga la mitad de las especies del mundo en donde existe una intensa y compleja interacción entre animal y planta (Rojas, 2017).

En esta investigación se generó un cambio realmente significativo en la cobertura vegetal, se indicó la disminución de la actividad agrícola y se evidenció el aumento de la vegetación boscosa, lo que quiere decir que en la cuenca del río Cayapas se produce una regeneración natural de la vegetación, sin embargo, en una investigación de los bosques nativos en el valle de los Garrotxes, se señaló la pérdida de la cobertura boscosa en un 44.24% y el aumento de la zona antrópica con un 0.91% (Paegelow, Camacho y Toribio, 2003). De igual forma en un estudio realizado en la microcuenca del río Cristal en el periodo de 1983-2020 se determinó la pérdida de la cobertura vegetal, en esta investigación se evidenció un incremento en las áreas de pastizales, la vegetación boscosa y arbustiva presentan pérdidas para este año debido a que sus coberturas tienen una reducción de 254 hectáreas y 228 hectáreas respectivamente, y de igual forma que en los años anteriores existe una

disminución de las áreas agrícolas sin embargo el impacto en el ecosistema sigue presente (Valero, 2015).

En un modelo de proyección de la cuenca del río Paute realizada para el año 2025, se determinó que la cobertura de bosque y vegetación densa tendrán una disminución del 31.61% a 27.99%, de igual forma las áreas de pasto y cultivos tienden a disminuir a 26.52%, en esta investigación se demuestra que la pérdida de las vegetaciones naturales es progresiva, lo que causa el aumento de áreas con suelo descubierto o zonas sin vegetación las cuales para el año 2025 presentarían porcentajes superiores al 17% (Pesantez, 2015). En el modelo de proyección para el año 2022 en la cuenca del río Cayapas se establece que el bosque nativo presentó una regeneración natural, áreas de cultivos reducirían su extensión lo que ocasionaría que vegetaciones primarias y secundarias lograran mantener y aumentar su cobertura.

En Huimanguillo, Tabasco en el periodo de 2000 – 2030 se obtuvo resultados similares, ya que se registraron ganancias en las coberturas vegetales, categorías como vegetación arbórea, y humedales tuvieron un elevado crecimiento, un total de 9 937 hectáreas en vegetación boscosa y 7 197 hectáreas en humedales, también se registró una pérdida en las áreas agropecuarias de 13 510 hectáreas, debido a que sobre estas áreas creció la vegetación arbórea y los humedales (Ramos, 2019). No obstante, en la cuenca del río Nilo, Etiopía en donde se predijeron escenarios futuros de cambio de uso de suelo se reportó avances en áreas de cultivos sobre áreas de vegetación boscosa (Gashaw y col, 2018). Realizaron escenarios futuros en la cuenca del río Narmada en la India central y también se indicó que existiría una degradación en los bosques nativos debido al reemplazo de vegetación natural por zonas de cultivos (Pandey y Khare, 2017).

4.3 Análisis de los impactos del cambio de uso de suelo en los patrones espaciales del bosque húmedo

Al realizar el análisis de los índices del paisaje en el periodo de 1982-2022, se determinó un incremento en el número de parches presentes en la cuenca del río Cayapas, la mayor cantidad de parches se registró en el año 2022 con 1276 parches

de bosque nativo por cada 100 hectáreas, el índice de parche más grande es en el año de 1982 en donde la vegetación boscosa representó el 72.89 % (Tabla 15). Sin embargo, este porcentaje se vio reducido para el año 2002 por la fragmentación del bosque resultado del aumento de parches de cultivos. En el año 2022 el bosque nativo recuperó parte del área perdida por la expansión agrícola y presentó un porcentaje del parche más grande con 56.39 % el cual equivale a un total de 379 589.94 hectáreas.

Tabla 15

Cambios en los índices del paisaje del bosque nativo en la cuenca del río Cayapas

Índices del paisaje	1982	2002	2022
Número de parches (100 hectáreas)	3	33	1 276
Densidad de parches (%)	0.0005	0.0054	0.2097
Índice del parche más grande (%)	72.89	47.34	56.39
Densidad de borde	1.28	6.06	13.62
Área del parche (hectáreas)	456 201.36	363 155.31	379 589.94

Se observaron cambios en la distribución del tamaño de los parches en las diferentes coberturas que se encuentran en la cuenca, en 1982 el 75.56 % del área de bosques nativos se encuentra parches superiores a 400 000 hectáreas. En el año 2002 el porcentaje que representa el bosque nativo tiene una disminución del 15.88% lo cual indica que para este año la vegetación boscosa tiene un total de 363 155.31 hectáreas. Se evidenció que para el año 2022 existiría un aumento mínimo del 2.7% en la vegetación boscosa. Se determinó que para este año el bosque nativo representa 62.38% de la superficie total de la cuenca (Tabla 16). Sin embargo, en este año el número de parches y la densidad de borde de esta área tienden a aumentar. Ambas tendencias indicarían que los parches de la vegetación boscosa se encuentran más alejados.

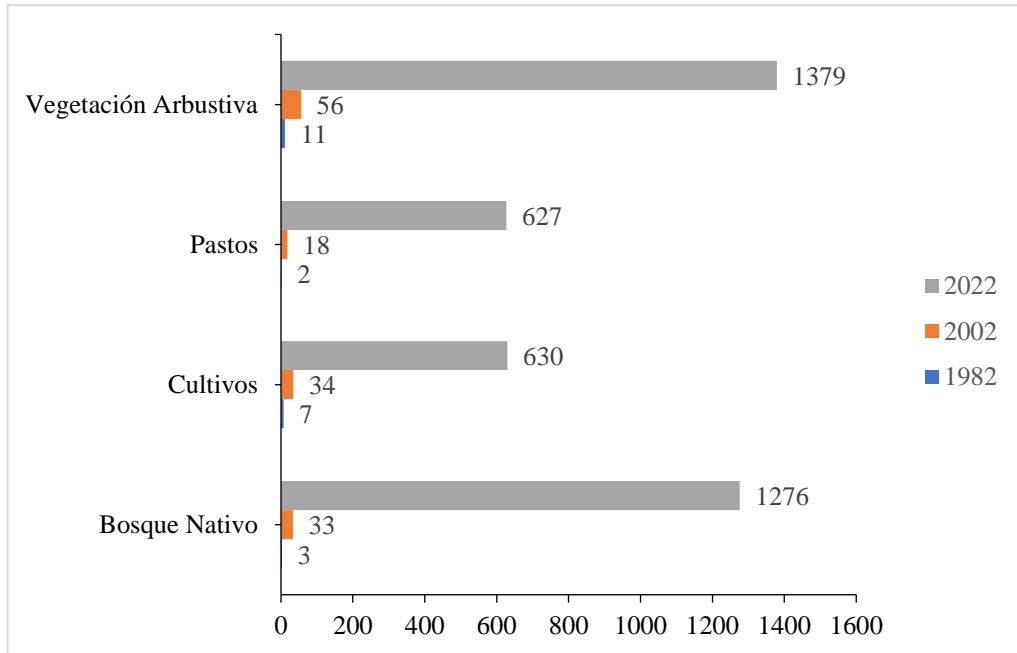
Tabla 16*Área total y LPI de las coberturas periodo 1982-2022*

Tipos de cobertura	Años	Área Total (CA)	Porcentaje área total (%)	Índice de parche más grande (LPI)
Bosque nativo	1982	456 201.36	75.56	72.89
	2002	363 155.31	59.68	47.34
	2022	379 589.94	62.38	56.39
Cultivos	1982	25 190.28	4.17	2.375
	2002	160 667.55	26.40	12.34
	2022	78 995.25	12.98	7.40
Pastos	1982	1 018.8	0.16	0.165
	2002	26 224.83	4.30	1.92
	2022	36 940.32	6.07	2.01
Vegetación arbustiva	1982	121 095.81	20.05	14.90
	2002	56 199.33	9.23	2.27
	2022	110 703.06	18.19	2.73

El principal indicador para determinar que existe fragmentación en el área de estudio es la presencia de parches que no poseen un gran tamaño, por ello el estado de transformación de un paisaje boscoso se caracteriza principalmente por presentar un grado de destrucción y modificación del hábitat (Otavo y Echeverría, 2017). De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación en el año 1982 no se evidencia la presencia de un gran número de parches. Para el año 2002 el número de parches aumenta, la cobertura que tiene un mayor número de estos es vegetación arbustiva con 56 parches con 56 199.33 hectáreas. En el año 2022 existe una cantidad significativa de parches, el bosque nativo presenta 1 276 parches que representa el 62.38% (Figura 16) de la superficie total en la cuenca hidrográfica del río Cayapas.

Figura 16

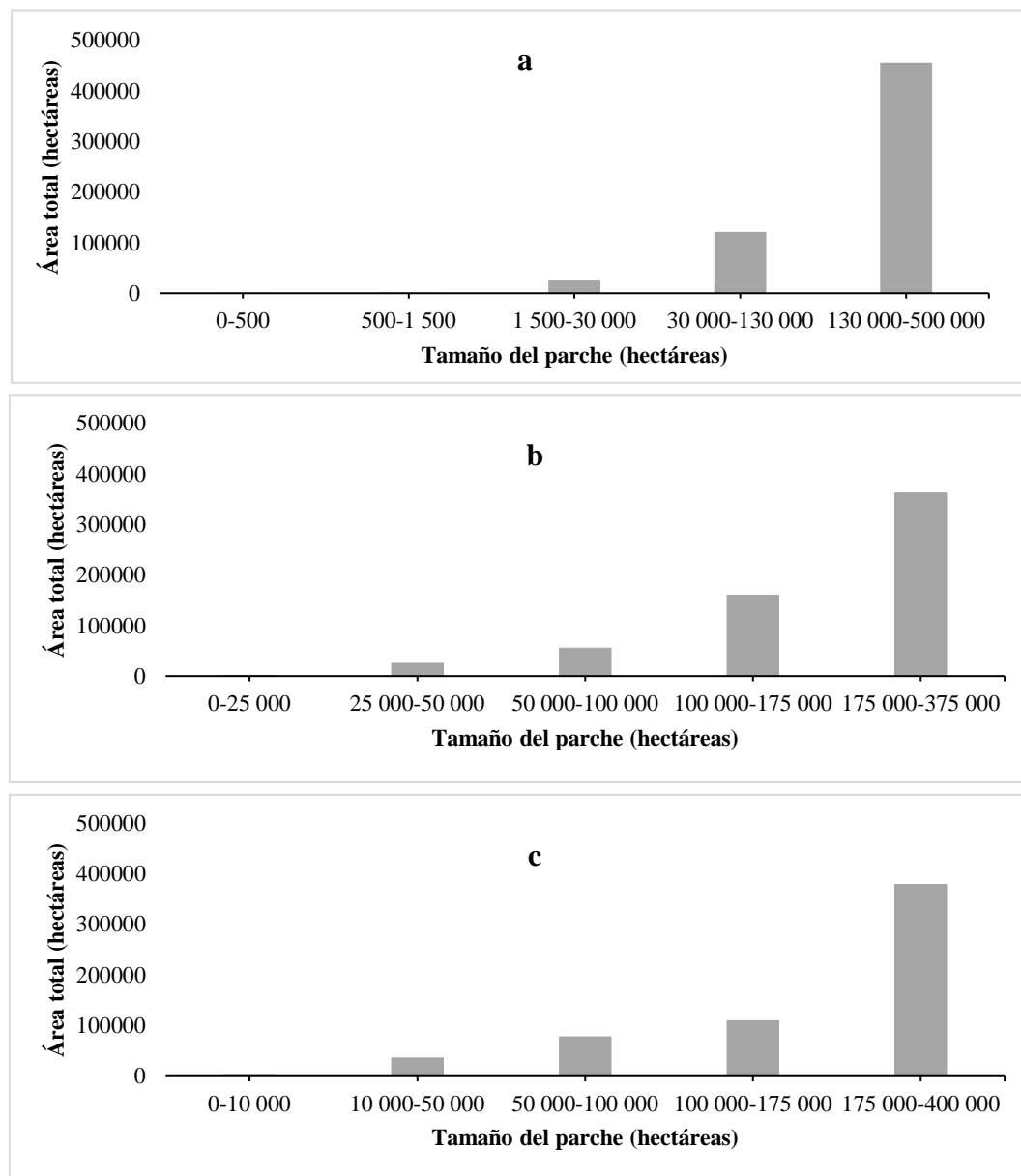
Número de parches localizados en la cuenca del río Cayapas período 1982-2022



En el año 1982 se encontraron parches de bosque que varían entre los 130 000 – 500 000 hectáreas, los cuales representaban el 75.56% de la superficie en la cuenca. En el año 2002 el tamaño de parches de la vegetación boscosa disminuyó a 175 000 – 375 000 hectáreas, lo cual indica que para este año el bosque nativo tuvo una disminución en su área por las actividades agropecuarias que aumentaron su cobertura. En el año 2022 el bosque nativo presentaría un aumento, debido a que el tamaño de parches variaría entre 175 000 – 400 000 hectáreas, por lo cual el área boscosa tendría porcentajes mayores al 60% con un total de 379 589.94 hectáreas (Figura 17), lo cual indica que tuvo un aumento de 16 434.63 hectáreas desde el año 2002.

Figura 17

Variación temporal del tamaño de parches de la cuenca Cayapas. a) 1982, b) 2002, c) 2022



En las últimas décadas, actividades como la tala para generar espacios de agricultura ha provocado una pérdida y fragmentación en bosques tropicales (Lutz et al., 2018), lo cual resulta en la disminución de áreas forestales y por ende de la biodiversidad (FAO y UNEP, 2020). La cuenca Cayapas perdió un total del 13.20% de superficie forestal, el 5.07% de este valor le pertenece al bosque húmedo del chocó, esta reducción es producto de la sobre explotación de las áreas boscosas al

igual que de la expansión de zonas agropecuarias. Lo mismo sucede en las vegetaciones naturales del hotspot Mata Atlántica de Brasil en donde se ha eliminado del 84% al 89% de bosques nativos (Ferrer et al., 2019), debido a plantaciones madereras, expansión agrícola y el manejo inadecuado de los recursos naturales (Bergamin et al., 2019), esto causaría la extinción de una cuarta parte de especies endémicas localizadas en este hotspot (Brown et al., 2020; Wilson et al., 2019). En los bosques nativos que se encuentran en la cordillera de Nahuelbuta ubicada en uno de los hotspots mundiales de biodiversidad que posee Chile se evidenció que el proceso de deforestación ocasionó que en 25 años se perdieran grandes fragmentos de bosque nativo, esta área presenta pocos parches de áreas boscosas con un tamaño superior a 1 000 hectáreas, ya que el 50% de los parches son menores a 50 hectáreas (Otavo y Echeverría, 2017).

Porcentajes superiores se registraron en un estudio realizado en el hotspot de las montañas del Arco Oriental de Tanzania, en donde los bosques nativos tuvieron una disminución del 48% en el periodo de 1975-2000 (Green et al., 2013). De igual manera en el río Maule – Cobquecura se realizó un estudio durante los años de 1975 – 2000 en donde se encontró la presencia de parches de vegetación boscosa menores a 100 hectáreas y solo un 3% de estos presentaron un tamaño superior a 1 000 hectáreas (Echeverría et., 2006). Pérdidas de bosque nativo también han sido reportadas en la cuenca alta del río Zamora en Loja, en donde se ha generado un proceso de fragmentación del bosque natural en un periodo de 25 años, en este lugar los parches son menores a 100 hectáreas y la extensión que presenta el borde total ha indicado un incremento (Torracchi, 2015).

El número de parches de bosque nativo que se encuentran en la cuenca Cayapas es superior a 1 000 con un gran tamaño, sin embargo, la densidad del borde también es considerable, lo cual significa que los parches de áreas boscosas se encuentran más alejados, lo cual ocasiona una conectividad entre parches deficiente. Resultados similares se encuentran en un estudio realizado en los bosques dentro de una región biodiversa del noreste de la Amazonía de Brasil en el cual se determinó una disminución del número de parches de bosque nativo 44% en Jari y 49% en Serra do Navio, y un aumento en el tamaño del parche, también se indicó

un incremento en la distancia media entre parches lo cual indica un cambio en la distribución espacial del bosque (Siquiera, Sonter y Sánchez, 2020).

En las regiones tropicales por lo general siempre se presenta altas tasas de deforestación, la cual es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad, este problema afecta a países que presentan mayor biodiversidad (Vié et al., 2009). Tal es el caso del área de estudio en donde la superficie de la vegetación forestal tuvo una reducción del 76 624.24 hectáreas provocado por actividades antrópicas. Estos resultados tienen relación con los encontrados en los bosques nativos localizados en Serbia Occidental en donde se indicó un incremento en la deforestación de la vegetación boscosa, en la actualidad los bosques representan el 15.21% del área total, esto es resultado de las actividades antropogénicas que en los últimos años han presentado un aumento del 34.4% (Perović et al., 2021), este impacto está relacionado con el uso y el manejo inadecuado de los bosques (Momirović et al., 2019). La sustitución de la cobertura forestal por áreas de cultivos, pastizales o alguna otra actividad antropogénica, provoca cambios en la morfología de los bosques, lo que desencadena el cambio de uso de suelo en estos ecosistemas (Salunkhe et al., 2018).

Resultados similares también se obtuvieron en el bosque nativo que se encuentra en el departamento de Guaraní - Argentina, ya que se evidenció un aumento en el número de parches entre el periodo de 1989 – 2009, en el año de 1989 presentó 189 parches de vegetación boscosa, para el año 2009 se evidenciaron un total de 571 parches (Albarracín, 2015). El número de parches puede llegar a afectar los distintos procesos ecológicos que se desarrollan en un medio determinado, por lo cual se le considera una de las principales causas de la pérdida de diversidad biológica (Corry, 2005).

En un estudio igual al de esta investigación realizado en los bosques nativos del Valle de San Nicolás el cual está ubicado en la Cordillera Central de los Andes colombianos en el periodo de 1986 – 2000, se determinó la pérdida de la vegetación boscosa, ya que se evidenció la existencia de un total de 8 465 parches de bosque nativo con un tamaño promedio de 4 500 hectáreas, estas áreas se encuentran asilados lo cual imposibilita la conexión de las especies que habitan en este

ecosistema (Gómez, 2005). Como se observó en la cuenca del río Cayapas, en el valle de San Nicolás los bosques nativos aumentaron su cobertura, esto debido a que categorías que antes pertenecían a vegetación arbustiva han entrado a la categoría de bosque nativo esto se forma por el proceso natural de sucesión vegetal.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

En esta investigación se identificaron los impactos del avance de la frontera agrícola en áreas de vegetación nativa del bosque húmedo del chocó. Los resultados demostraron que los cambios de uso de suelo en el periodo de estudio en la cuenca Cayapas fueron causados por la expansión de cultivos, estos cambios ocurrieron en dos fases, en el periodo de 1982-2002 el aumento excesivo de zonas agrícolas provocó la reducción de áreas boscosas, vegetaciones secundarias lograron mantener y aumentar su cobertura. Se identificó que entre el 2002 y 2022 las zonas de cultivos no se expandieron, sin embargo, las transiciones que tuvieron a través del tiempo ocasionó el cambio de uso de suelo lo que resultó en la fragmentación del bosque húmedo.

Las actividades antrópicas se han establecido como las principales causas para el cambio de uso de suelo, mermando la cobertura natural dentro de la cuenca del río Cayapas. En esta investigación se registró una pérdida del bosque nativo del 27.53% en el periodo de 1982-2002 lo cual equivale a un total de 93 055 hectáreas de bosque húmedo, hectáreas de bosque que fueron suplantadas por áreas de cultivos, pastos y vegetación arbustiva. Además, se determinó un incremento del 25.93% en áreas de cultivos, lo cual indicó que el ecosistema presente para el año 2002 se encontró fragmentado debido a la expansión de la zona agrícola. La ausencia o disminución de las perturbaciones antropogénicas permitió que las zonas arbóreas tuvieran una regeneración, pese a ello el efecto de borde afecta a la dinámica del bosque al influir en la disponibilidad de luz, temperatura y la humedad del suelo.

El deterioro en la vegetación forestal ha ocasionado pérdidas de áreas boscosas prístinas, como también la degradación progresiva de los bosques por la sobreexplotación selectiva de especies forestales comerciales. En el periodo de 1982 – 2022 el bosque nativo tuvo una reducción del 13.2%, lo cual implicaría la

pérdida de especies representativas de este ecosistema como: el chanul, sande, cuángare, caoba, tagua, matapalo, canalón.

Esta investigación demostró que el número y el tamaño de parches presentes en un área es un indicador de la fragmentación en el lugar. En el año 2022 el número de parches que presentaría la cuenca sería de 1276, el área que presentan los parches de vegetación boscosa es de gran tamaño no obstante la densidad de borde también es significativa, lo cual indica que los parches del bosque se encuentran más aislados entre ellos, esto dificultaría la conectividad y los diferentes procesos ecológicos que se desarrollan en este tipo de ecosistemas.

En este estudio se indica que, aunque la cuenca Cayapas presenta fragmentos de bosque alejados entre sí, si se protegen adecuadamente pueden ayudar en la provisión de servicios ecosistémicos como el almacenamiento de carbono y refugio para la biodiversidad, lo cual destaca su importancia dentro del hotspot Tumbes-Chocó-Magdalena. Como el área de estudio esta formada principalmente por fragmentos de bosque, la conservación de la biodiversidad en esta región depende necesariamente del estado de estos fragmentos, por ello es fundamental la preservación de estos parches de bosque para sostener a largo plazo los procesos ecológicos que se requieren para la supervivencia de las especies. De esta manera mantener los parches de bosque conectados a las áreas con vegetación secundaria, y así permitir la movilidad de las especies, todo ello por medio de corredores biológicos que mantienen la conectividad entre los ecosistemas.

Los estudios en el bosque húmedo del chocó ubicado en Ecuador son escasos, es necesario realizar más investigaciones a nivel de paisaje en este ecosistema, para generar mapas que integren distintas fuentes de información en temas específicos, con esto se superará las limitaciones existentes en la actualidad y se podrá evaluar de mejor manera el estado del paisaje y establecer estrategias de conservación.

El software TerrSet se convirtió en una herramienta muy importante para poder realizar una predicción sobre la cobertura vegetal presente en el área de estudio, por medio de este software se obtuvo la proyección de la cobertura vegetal para el año 2022, en la cual se evidenció un cambio significativo en las distintas categorías

presentes en la cuenca hidrográfica Cayapas, en donde el bosque nativo al igual que la vegetación arbustiva y pastos presentaron un aumento, en comparación con la zona de cultivos que disminuyó en un 13.40%.

5.2 Recomendaciones

Para la validación de los datos por medio de las imágenes satelitales, es necesario que estas imágenes no presenten un porcentaje de nubosidad mayor al 10%, debido a que el exceso de nubes presentes en las imágenes no permitirá una correcta clasificación de las mismas, por ende, trabajar con este tipo de imágenes dificultará el trabajo en la investigación.

Para realizar una correcta proyección es necesario que todos los insumos que se van a utilizar presenten las mismas características de los rasters que se hayan asignado como una base para la predicción del cambio de uso de suelo, ya que, si no están iguales, el software TerrSet no podrá cargar los archivos, por lo tanto, no se podrá realizar una modelación correcta.

Al momento de clasificar y de seleccionar las variables que se necesitan para realizar el modelo de proyección, se las tiene que escoger con mucho cuidado, debido a que los insumos dependen del tipo de estudio que se necesite realizar, no son las mismas variables en todos los casos.

REFERENCIAS

- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G. y Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 361–374. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Albarracín, S. (2015). *Análisis y evaluación del proceso de fragmentación en la Selva Paranaense del departamento Guaraní - Misiones, Argentina* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional del Litoral]. Argentina. <http://hdl.handle.net/11185/1171>
- Alvear, N. (2018). *Estudio multitemporal de cambio de uso del suelo, en la microcuenca del río Escudillas* [Tesis de maestría, Universidad Técnica del Norte]. Ibarra, Ecuador. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/7879>
- Armenteras, D., González, T.M., Retana, J., y Espelta, J.M. (2016). *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales*. IBERO-REDD+. <http://www.cyted.org/sites/default/files/Degradacion%20de%20bosques%20en%20latinoamerica.pdf>
- Barbados, B. (2000). *Comité técnico Interagencial del foro de ministros de medio ambiente de América Latina y el Caribe*. XII reunión del foro de ministros de medio ambiente de América Latina y el Caribe. https://www.iri.edu.ar/publicaciones_iri/anuario/A01/Dep-Mayd/Foro%20Ministros.htm
- Bergamin, R., Debastiani, V., Joner, D., Lemes, P., Guimarães, T., Loyola, R., Müller, S. (2019). Loss of suitable climatic areas for Araucaria forests over time. *Plant Ecol. Divers*, 12, 115-126. [10.1080/17550874.2019.1618408](https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1618408)
- Brown, J., Paz, A., Reginato, M., Renata, C., Assis, C., Lyra, M., Caddah, M., Aguirre-Santoro, J., d'Horta, F., Raposo do Amaral, F., Goldenberg, R.,

- Silva-Brandão, K., Freitas, A., Rodrigues, M., Michelangeli, F., Miyaki, C., Carnaval, A. (2020). Seeing the forest through many trees: multi-taxon patterns of phylogenetic diversity in the Atlantic Forest hotspot. *Divers. Distrib*, 26, 1160-1176. [10.1111/ddi.13116](https://doi.org/10.1111/ddi.13116)
- Brown, D.G., P. Goovaerts, A. Burnicki, y M. Li. (2002). Stochastic simulation of land-cover change using geostatistics and generalized additive models. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65, 1051-1061. https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/2002journal/october/2002_oct_1051-1061.pdf
- Brook BW., Sodhi NS., y Ng PK. (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424, 420 - 423. <https://doi.org/10.1038/nature01795>
- Budiharta, S., Meijaard, E., Esrkin, PD., Rondinini, C., Pacifici, M., y Wilson, K.A. (2014). Restoring degraded tropical forest for carbon and Biodiversity. *Environmental Research Letters*, 9(11), 114020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/114020>
- Camacho, R., Camacho, J., Balderas, M., y Sánchez, M. (2017). Cambios de cobertura y uso de suelo: estudio de caso en Progreso Hidalgo, Estado de México. *Madera y Bosques*, 23 (3), 39-60. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=617/61753521004>
- Cerón C., Palacios W., Valencia R., y Sierra, R. (1999). *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental*. INEFAN/GERF-BIRF y Ecociencia. <https://doi.org/10.13140/2.1.4520.9287>
- Chinchilla, M., Mata, R., y Alvarado, A. (2011). Andisoles, Inceptisoles y Entisoles de la Subcuenca del río Pirrís, Región de los Santos, Talamanca, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 35(1), 83-107. <https://doi.org/10.15517/rac.v35i1.6688>

- Critical Ecosystem. (2005). Perfil del Ecosistema. *Corredor de Conservación Chocó-Manabí Ecorregión Terrestre prioritaria del Chocó-Darién-Ecuador Occidental (Hotspot)*. Colombia y Ecuador. https://www.cepf.net/sites/default/files/final.spanish.choco-darien-western-ecuador.choco_ep.pdf
- Critical Ecosystem. (2007). *Análisis de cinco años de inversiones del CEPF en la ecorregión Tumbes-Chocó-Magdalena*. Colombia-Ecuador. https://www.cepf.net/sites/default/files/final_chocomanabi_assessment_march07_sp.pdf
- Código Orgánico del Ambiente (COA). (2016). Promulgado por la Asamblea Nacional en el *Registro Oficial* N° 983 del 12 de abril del 2017. Quito: Asamblea Constituyente.
- CONAMA. (2008). *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos*. Ocho Libros Editores Ltda. Santiago de Chile. <https://biblioteca.uss.cl/wp-content/uploads/2016/09/Biodiversidad-de-Chile.-Patrimonio-y-desaf%C3%ADos-CONAMA.pdf>
- Correa, C. A., Mendoza, M., y López, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de geografía Norte Grande*, 59, 7-23. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30032725002>
- Corry, R. (2005). Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices. *Landscape Ecology*, 20, 591-608. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-5036-8>
- Cortes, J. (2013). *Análisis espacio-temporal del Bosque Húmedo Tropical en la región del Magdalena Medio entre los periodos 1977-2013 Puerto Boyacá, Departamento de Boyaca* [Tesis de Pregado, Universidad Javeriana]. Bogota, Colombia. <http://hdl.handle.net/10554/12466>

- Conservación Internacional. (2014). *Chocó Ecuatoriano conservación internacional*. <https://conservation.org.ec/choco-ecuatoriano/>
- Constitución de la República del Ecuador (2008). Promulgada por la Asamblea Nacional en el *Registro Oficial N° 449* del 20 de octubre del 2008. Ciudad Alfaro, Ecuador: Asamblea Constituyente.
- Cuesta, F., Peralvo, M., Merino, A., Muriel, P., Freile, J., y Torres, O. (2015). *Áreas prioritarias para la conservación del Ecuador continental*. Ministerio de Ambiente. CONDESAN, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, GIZ. <https://condesan.org/wp-content/uploads/2018/10/IPVC-final-web.pdf>
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental la observación de la tierra desde el espacio*. Ariel, S.A. España. <https://go.gale.com/ps/i.do?p=IFME&u=anon~67dcf30c&id=GALE|A242180195&v=2.1&it=r&sid=googleScholar&asid=14067072>
- De Palma, A., Hoskins, A., Gonzalez, RE., Börger, L., Newbold, T., Sanchez-Ortiz, K., Ferrier, S., Purvis, A. (2019). Annual changes in the Biodiversity Intactness Index in tropical and subtropical forest biomes, 2001-2012. *bioRxiv*, 311688. <https://doi.org/10.1101/311688>
- Eastman, J.R. (2012). *IDRISI Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes*. Universidad de Clark. <https://clarklabs.org/wp-content/uploads/2016/10/IDRISI-Selva-Spanish-Manual.pdf>
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M., y Premoli, A. (2014). *Ecología Forestal. Bases Para El Manejo Forestal Sustentable y Conservación de Los Bosques Nativos de Chile*. Ediciones Universidad Austral de Chile.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130, 481-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>

- Echeverry, M.A., y Harper, G.J. (2000). Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabí (Colombia-Ecuador). *Recursos Naturales y Ambiente*, 58, 78-88. <http://hdl.handle.net/11554/6337>
- Espinosa, C., De la Cruz, M., y Escudero, A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas*, 21(1-2), 167-179. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54026849013>
- Etemadi, H., Smoak, J.M., Karami, J. (2018). Land use change assessment in coastal mangrove forests of Iran utilizing satellite imagery and CA–Markov algorithms to monitor and predict future change. *Environ. Earth Sci*, 77. [10.1007/s12665-018-7392-8](https://doi.org/10.1007/s12665-018-7392-8)
- Etter, Á. (1991). *Introducción a la Ecología del Paisaje: Un marco de integración para los levantamientos ecológicos*. IGAC, Bogotá. Colombia. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D., y Possingham, H. (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: drivers, patterns and rates. *Journal of environmental management*, 79(1), 74–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.017>
- FAO and UNEP. (2020). *The State of the World's Forests 2020. Forests, Biodiversity and People*. Rome. [10.4060/ca8642en](https://doi.org/10.4060/ca8642en)
- Farfán, M., Rodríguez, G., y Jean, M. (2016). Análisis jerárquico de la intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán México. *Investigaciones Geográficas*, 90, 89-104. <http://dx.doi.org/10.14350/rig.48600>
- Ferrer, J.R., Zager, I., Keith, D.A., Oliviera, M., Rodríguez, J.P., Josse, C., Gonzáles, M., Miller, R., Zambrana, C., y Barrow, E. (2018). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an

outlook on future conservation strategies. *Conservation Letter*, 12(15).
<https://doi.org/10.1111/conl.12623>

García, G., March, M., Castillo, M., (2001). Transformación de la vegetación por cambio de uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. *Investigaciones Geográficas Boletín del Instituto de Geografía UNAM*, 46, 45-57. <http://dx.doi.org/10.14350/ig.59155>

Gascon, C., Bierregaard, R., Laurance, W., y Rankin-de Mérona, J. (2001). Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest. *Journal of Mammalogy*, 83(4), 1154–1156. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<1154:LFATEA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<1154:LFATEA>2.0.CO;2)

Gashaw, T., Tulu, T., Argaw, M., Worqlul, A.W. (2018). Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. *Sci. Total Environ*, 619, 1394-1408. [10.1016/j.scitotenv.2017.11.191](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.191)

Government of Kenya (GoK). (2018). *Task-force-report on Forest Resources Management and Logging Activities in Kenya*.

Gómez, A. M., Anaya, J. A., y Álvarez, E. (2005). Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos. *Ingenierías Universidad de Medellín*, 4(7), 13-27. <http://www.redalyc.org/pdf/750/75004702.pdf>

Green, J., Larrosa, C., Burgess, N., Balmford, A., Johnston, A., y Mbi-linyi, B. P. (2013). Deforestation in an African biodiversity hotspot: extent, variation and the effectiveness of protected areas. *Biological Conservation*, 164, 62-72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.016>

Harvey, C., Finegan, B., y Do Carmo, A.P. (2001). Evaluación y diseño de un paisaje fragmentado para la conservación de biodiversidad. *Revista Forestal Centroamericana*, 10 (33). <http://hdl.handle.net/11554/9993>

- Henríquez, L.E. (2012). *Escenarios futuros de uso de suelo para el análisis del efecto del cambio global en los recursos hídricos aplicado al acuífero de la mancha oriental* [Tesis de maestría, Universidad Politécnica de Valencia]. España. <http://hdl.handle.net/10251/15479>
- Hernández, A.M. (2014). En el umbral de la extinción. CONABIO. *Biodiversitas*, 113, 1-7. <https://issuu.com/conabio/docs/biodiv113>
- Hurtado, J. (2014). *Análisis, modelamiento y simulación espacial del cambio de cobertura del suelo, entre las áreas naturales y las de origen antrópico en la provincia de Napo (Ecuador), para el período 1990 – 2020* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de la Plata]. Argentina. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37479>
- INPE. (2020). *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira Por Satélite Projeto Prodes*. <http://www.obt.inpe.br/prodes>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Ecuador (INEC). (1982). *IV Censo Nacional de Población 1982*. Ecuador. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Bibliotecas/Libros/Libros_Censos/17.%20IV_Censo_de_Pobl_1982_Resumen_Nac.pdf
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Ecuador (INEC). (2001). *Resultados del Censo 2001 de población y vivienda en el Ecuador*. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/catalog/resGet.php?resId=14251>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de Ecuador (INEC). (2019). *Población demográfica: resultados provinciales*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>
- Kauppi, P.E., Sandström, V., Lipponen, A. (2018). Forest resources of nations in relation to human well-being. *PLoS One*, 13 (5), 1-10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196248>

- Kvist, L.P., Skog, L.E., Clark J.L., y Dunn, R.W. (2004). The family Gesneriaceae as example for the biological extinction in Western Ecuador. *Lyonia*, 6, 127-151.
https://www.researchgate.net/publication/228554522_The_family_Gesneriaceae_as_example_for_the_Biological_extinction_in_Western_Ecuador
- Labrador, M., Évora, J, y Arbelo, M. (2012). *Satélites de teledetección para la gestión del territorio*. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas del Gobierno de Canarias.
- Landis, J. R., y Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159-174.
<http://dx.doi.org/10.2307/2529310>
- Lasso, C., Blanco-Libreros, J., y Sánchez-Duarte, P. (2015). *Cuencas pericontinentales de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela: tipología, biodiversidad, servicios ecosistémicos y sostenibilidad de los ríos, quebradas y arroyos costeros*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., y Duahu, E. (2001). Predicción del cambio de cobertura y uso del suelo. El caso de la ciudad de Morelia, México. *Investigaciones geográficas*, 45, 39-55. <https://doi.org/10.14350/rig.59145>
- López, M., Gonzáles, J., Díaz, S., Castro, I., y García, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16 (3), 68-79. <http://hdl.handle.net/10045/7648>
- Lund, H.G. (2009). *What is a degraded forest?*. Forest Information Services, Gainesville, USA. <http://www.fao.org/3/i2479e/i2479e.pdf>
- Lutz, J., Furniss, T., Johnson, D., Davies, S., Allen, D., Alonso, A., Anderson, K., Andrade, A., Baltzer, J., Becker, K., Blomdahl, E., Bourg, N., Bunyavejchewin, S., Burslem, D., Cansler, C., Cao, K., Cao, M., Cárdenas, D., Chang, L., Chao, K., Chao, W., Chiang, J., Chu, C., Chuyong, G., Clay,

K., Condit, R., Cordell, S., Dattaraja, H., Duque, A., Ewango, C., Fischer, G., Fletcher, C., Freund, J., Giardina, C., Germain, S., Gilbert, G., Hao, Z., Hart, T., Hau, B., He, F., Hector, A., Howe, R., Hsieh, C., Hu, Y., Hubbell, S., Inman, F., Itoh, A., Janík, D., Kassim, A., Kenfack, D., Korte, L., Král, K., Larson, A., De Li, Y., Lin, Y., Liu, S., Lum, S., Ma, K., Makana, J., Malhi, Y., McMahon, S., McShea, W., Memiaghe, H., Mi, X., Morecroft, M., Musili, P., Myers, J., Novotny, V., De Oliveira, A., Ong, P., Orwig, D., Ostertag, R., Parker, G., Patankar, R., Phillips, R., Reynolds, G., Sack, L., Song, G., Su, S., Sukumar, R., Sun, I., Suresh, H., Swanson, Y., Tan, S., Thomas, D., Thompson, J., Uriarte, M., Valencia, R., Vicentini, A., Vrška, T., Wang, X., Weiblen, G., Wolf, A., Wu, S., Xu, H., Yamakura, T., Yap, S., Zimmerman, J. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 27, 849-864. [10.1111/geb.12747](https://doi.org/10.1111/geb.12747)

Mansour, S., Al-Belushi, M., Al-Awadhi, T. (2020). Monitoring land use and land cover changes in the mountainous cities of Oman using GIS and CA-Markov modelling techniques. *Land Use Policy*, 91. [10.1016/j.landusepol.2019.104414](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104414)

Márquez, G. (2002). *Estado de los recursos naturales y del Ambiente 2001 – 2002: Políticas sectoriales, bosques y participación ciudadana*. Nacional de Colombia. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/catalog/resGet.php?resId=16382>

McGarigal, K., Cushman, S. y Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: *Programa de análisis de patrones espaciales para mapas categóricos y continuos*. Universidad de Massachusetts, Amherst.

Mertens, B. y Lambin, E.F. (2000). Land cover change trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, 90 (3), 467-494. <https://doi.org/10.1111/0004-5608.00205>

Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39855/S1501295_en.pdf?sequence=1

- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito. <https://es.scribd.com/document/263151462/Sistema-de-clasificacion-de-ecosistemas-de-Ecuador-continental-pdf>
- Ministerio del Ambiente (MAE). (2015). Acuerdo Ministerial No. 061 Reforma del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria (TULSMA). *Registro oficial No. 316*, del 4 de mayo del 2015. Ecuador. <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu155124.pdf>
- Mogrovejo, P. (2017). *Bosques y cambio climático en Ecuador: el regente forestal como actor clave en la mitigación del cambio climático* [Tesis de maestría, Universidad Andina Simón Bolívar]. Quito, Ecuador. <http://hdl.handle.net/10644/5862>
- Momirović, N., Kadović, R., Perović, V., Marjanović, M., Baumgartel, A. (2019). Spatial assessment of the areas sensitive to degradation in the rural area of the municipality Čukarica. *Int. Soil Water Conserv. Res*, 7 (1), 71-80. [10.1016/j.iswcr.2018.12.004](https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.12.004)
- Muhati, G. L., Olago, D., Olaka, L. (2018). Participatory scenario development process in addressing potential impacts of anthropogenic activities on the ecosystem services of MT. Marsabit Forest, Kenya. *Global Ecology and Conservation*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00402>
- Muhati, G. L., Olago, D., Olaka, L. (2018). Land use and land cover changes in a sub-humid Montane Forest in an arid setting: A case study of the Marsabit forest reserve in northern Kenya. *Global Ecology and Conservation*, 16. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00512>
- Murgueitio E. (2012). Retos y progresos de la ganadería sostenible. *Agricultura Sostenible*. http://www.somas.org.mx/pdf/Memoria_Simposio_Internacional_y_C_Magistral/simposio4.pdf

- Noblecilla, M. (2020). Efectos de la pérdida de bosque sobre los roedores cricétidos en Carpish, Huánuco, Perú. *Revista peruana de biología*, 27(4), 499 - 508. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i4.17211>
- Nóbrega, R., Guzha, A.C., Lamparter, G., Amorim, R., Couto, E.G., Hughes, H.J., Jungkunst, H.F., Gerold, G. (2018). Impacts of land-use and land-cover change on stream hydrochemistry in the Cerrado and Amazon biomes. *Sci. Total Environ*, 635, 259-274. [10.1016/j.scitotenv.2018.03.356](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.356)
- Olmedo, M. C., Melgarejo, E. M. y Paegelow, M. (2010). Modelos geomáticos aplicados a la simulación de cambios de usos del suelo. Evaluación del potencial de cambio. *Universidad de Sevilla*.
- Organización de las Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Naciones Unidas. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/12/CONVENIO-SOBRE-DIVERSIDAD-BIOLOGICA.pdf>
- Ortega, H., Bermingham, J., Aulestia, C., Paucar, C. (2010). Herpetofauna of the Bilsa Biological Station, province of Esmeraldas, Ecuador. *Check List*, 6(1), 119-154. <https://doi.org/10.15560/6.1.119>
- Otavo, S., y Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Pacheco, P., Aguilar, MS., Börner, J., Etter, A., Putzel, L., y Vera, MC. (2010). Landscape transformation in tropical Latin America: assessing trends and policy implications for REDD+. *Forests*, 2(1), 1-29. <https://doi.org/10.3390/f2010001>
- Padrón, R. S., Wilcox, B. P., Crespo, P., y Célleri, R. (2015). Rainfall in the Andean paramo: new insights from high-resolution monitoring in southern Ecuador.

Journal of Hydrometeorology, 16(3), 985–996.
<https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0135.1>

- Paegelow, M., Camacho, M., y Menor-Toribio, J. (2003). Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica (GeoFocus)*, 3(1), 22-44.
<http://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/21>
- Palacios, W., y Jaramillo, N. (2001). Riqueza florística y forestal de los bosques tropicales húmedos del Ecuador e implicaciones para su manejo. *Revista Forestal Centroamericana*, 10(36), 46-50.
<http://hdl.handle.net/11554/10445>
- Palahí, M., Valbuena, R., Senf, C., Acil, N., Pugh, T.A., Sadler, J., Seidl, R., Potapov, P., Gardiner, B., Hetemäki, L. (2021). Concerns about reported harvests in European forests. *Nature*, 592, 15-17.
- Palmate, S., Pandey, A., Mishra, SK. (2017). Modelling spatiotemporal land dynamics for a trans-boundary river basin using integrated Cellular Automata and Markov Chain approach. *Apl. Geogr.*, 82, 11 – 23.
[10.1016/j.apgeog.2017.03.001](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.001)
- Pandey, B.K., y Khare, D. (2017). Analyzing and modeling of a large river basin dynamics applying integrated cellular automata and Markov model. *Environ. Earth Sci*, 76, 1-12. [10.1007/s12665-017-7133-4](https://doi.org/10.1007/s12665-017-7133-4)
- Perović, V., Kadović, R., Đurđević, V., Pavlović, D., Pavlović, M., Čakmak, D., Mitrović, M., Pavlović, P. (2021). Major drivers of land degradation risk in Western Serbia: Current trends and future scenarios. *Ecological Indicators*, 123. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107377>
- Pesantez, P. (2015). *Clasificación y predicción de cambio de coberturas de suelo de la cuenca del río Paute utilizando herramientas geoinformáticas* [Tesis de maestría, Universidad Estatal de Cuenca]. Cuenca, Ecuador.
<http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/21445>

- Pineda, O. (2011). *Análisis de cambio de uso de suelo mediante percepción remota en el municipio de valle de Santiago* [Tesis de maestría]. México. <http://centrogeo.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1012/41>
- PNUMA. (2015). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. www.pnuma.org/recnat/esp/diversidad-biologica.php
- Ramos Reyes, R., Palma-López, D., Ortiz-Solorio, Carlos A., Ortiz-García, Carlos F., y Díaz-Padilla, G. (2004). Cambios de uso de suelo mediante técnicas de sistemas de información geográfica en una región cacaotera. *Terra Latinoamericana*, 22 (3), 267-278. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57322303.pdf>
- Ramos, A. (2017). Identificación de suelos del orden inceptisol. *Revista Logos Ciencia & Tecnología*, 8(2), 170-181. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.22335/rlct.v8i2.304>
- Ramos Reyes, R., Palomeque de la Cruz, M., Núñez, J., y Sánchez Hernández, R. (2019). Análisis geomático espacial del cambio de uso del suelo en Huimanguillo, Tabasco (2000-2010-2030). *Revista mexicana de ciencias forestales*, 10(53), 118-139. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.555>
- Rangel-Ch. (2004). *Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica*. Universidad Nacional de Colombia - Conservación Internacional. Bogotá, Colombia. <https://www.uneditorial.com/pdf/TomoIV.pdf>
- Rodrigues da Cunha, E., Guimarães Santos, C., Marques da Silva, R., Bacani, V., y Pott, A. (2021). Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic Forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy*, 101. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105141>
- Rojas, N., Barboza Castillo, E., Maicelo Quintana, J., Oliva Cruz, S., y Salas López, R. (2019). Deforestación en la Amazonía peruana: Índices de cambios

de cobertura y uso del suelo basado en SIG. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81. <https://doi.org/10.21138/bage.2538a>

Rojas, E. (2017). *Análisis y simulación para el año 2030 de los bosques húmedos amazónicos de Perú para el cambio climático* [Tesis de maestría, Universidad de Barcelona]. Barcelona, España. <http://hdl.handle.net/2445/118801>

Romijn, E., Lantican, C., Herold, M., Lindquist, E., Ochieng, R., Wijaya, A., Murdiyarso, D., y Verchot L. (2015). Assessing change in national forest monitoring capacities of 99 tropical countries. *Forest Ecology and Management*, 352, 109-123. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.003>

Rindfuss, R., Walsh, S., Turner, B., Fox, J., y Mishra, V. (2004). Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39), 13976-13981. <https://doi.org/10.1073/pnas.0401545101>

Saatchi, S., Longo, M., Xu, L., Yang, Y., Abe, H., André, M., Aukema, J., Carvalhais, N., Cadillo-Quiroz, H., Ann Cerbu, G., M. Chernela, J., Covey, K., Sánchez-Clavijo, L., Cubillos, I., Davies, S., De Sy, V., De Vleeschouwer, F., Elmore, A. (2021). Detecting vulnerability of humid tropical forests to multiple stressors. *One Earth*. 4(7), 988-1003. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.06.002>

Salunkhe, S., Bera, A., Rao, S., Venkataraman, V., Raj, U., Murthy, Y. (2018). Evaluation of indicators for desertification risk assessment in part of Thar Desert Region of Rajasthan using geospatial techniques. *J. Earth Syst. Sci*, 127, 116. [10.1007/s12040-018-1016-2](https://doi.org/10.1007/s12040-018-1016-2)

Sánchez, J., Rubiano, Y. (2015). Procesos Específicos de Formación en Andisoles, Alfisoles y Ultisoles en Colombia. *Revista Escuela Politécnica de Antioquia (EIA)*, 12(2), 85-97. <https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/709>

- Santos, CAG., Do Nascimento, TVM., y Silva, RM. (2020). Analysis of forest cover changes and trends in the Brazilian semiarid region between 2000 and 2018. *Environ Earth Sci*, 79, 418-438. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09158-1>
- Sasaki, N., y Putz, F. (2009) Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2(5), 226-232. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x>
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES). (2017). Plan Nacional de desarrollo 2017-2021: Toda una vida Resolución N° CNP-003-2017. <http://www.planificacion.gob.ec>
- Serra, P., Pons, X., y Sauri, D. (2003). Post-classification detection with data from differentsensors: some accuracy considerations. *International Journal of Remote Sensing*. 24(16), 3311-3340. <https://doi.org/10.1080/0143116021000021189>
- Sierra, R. (1996). La deforestación en el noroccidente del Ecuador 1983-1993. *EcoCiencia*. https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000213&pid=S0031-1049201100010000100054&lng=en
- Sierra, R. (1999). *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental*. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador. <https://doi.org/10.13140/2.1.4520.9287>
- Sitjar, J. (2015). TerrSet: sistema para el análisis y seguimiento de datos geoespaciales. *UNIGIS*. <https://www.unigis.es/terrset-sistema-para-el-analisis-y-seguimiento-de-datos-geoespaciales/>
- Siqueira, J., Sonter, L., y Sánchez, L. (2020). Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy*, 67. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101662>

- Sistema Nacional de Información. (2014). *Archivos de información geográfica*.
<https://sni.gob.ec/coberturas>
- Song, XP., Hansen, MC., Stehman, SV., Potapov, PV., Tyukavina, A., Vermote, EF., Townshend, JR. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560, 639 – 643. [10.1038 / s41586-018-0411-9](https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9)
- Tapia-Armijos, M., Homeier, J., Espinosa, C., Leuschner, C., y de la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s - losing a hotspot of biodiversity. *Plos One*, 10(11).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Tejedor, N., Álvarez, E., Arango, S., Araujo, A., Blundo, C., Boza, T.E., La Torre Cuadros, M., Gavaria, J., Gutiérrez, N., Jorgensen, P., León, B., López, R., Malizia, L., Millán, B., Moraes, M., Pacheco, S., Rey Benayas, J., Reynel, C., Timaná de la Flor, M., Ulloa Ulloa, C., Vacas, O., Newton, A. (2012). Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes. *Tropicales. Ecosistemas*, 21(1-2), 148-166.
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/34>
- Torrachi, J. (2015). *Deforestación y pérdida de hábitat en bosques de montaña en la cuenca alta del río Zamora, Loja – Ecuador* [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Madrid]. Madrid, España.
http://oa.upm.es/39446/1/JOSE_ESTEBAN_TORRACCHI_CARRASCO.pdf
- Torres, N., y Vivanco, V. (2018). *Comparación en la estimación de material particulado PM10 usando imágenes satelitales Landsat 7, Landsat 8 y Modis en Quito* [Tesis de grado, Universidad Politécnica Salesiana]. Quito, Ecuador. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/16071>
- Tucker, C., y Townshend, J. (2000). Strategies for monitoring tropical deforestation using satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7), 1461–1471. <https://doi.org/10.1080/014311600210263>

- Valero, J. (2015). *Estudio multitemporal y análisis prospectivo del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal en la microcuenca de río Cristal mediante el uso de autómatas celulares* [Tesis de grado, Universidad de las Fuerzas Armadas]. Quito, Ecuador. <http://repositorio.espe.edu.ec/handle/21000/9498>
- Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J.-F., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego, J., Aragão, L., Nasi, R. (2021). Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Sci. Adv*, 7.
- Van Laake, P., y Sánchez-Azofeifa, G. (2004). Focus on deforestation: zooming in on hot spots in highly fragmented ecosystems in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102, 3–15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.07.001>
- Varea, A. (2004). Iniciativas para conservar la biodiversidad. *Universitas: Revista de Ciencias Sociales y Humanas*, 4. <http://dx.doi.org/10.17163/uni.n4.2004.01>
- Velásquez, E. (2014). *La Biodiversidad en el Ecuador*. Universitaria Abya-Yala Cuenca, Ecuador. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/6788>
- Vié, J., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*. UICN, Gland, Suiza. https://www.academia.edu/1222645/Wildlife_in_a_changing_world_an_analysis_of_the_2008_IUCN_Red_List_of_threatened_species
- Vijith, H., Hurmain, A., y Dodge-Wan, D. (2018). Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo, *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.09.003>
- Villegas, M.L. (1982). Algunos aspectos sobre la complejidad del Bosque Húmedo Tropical. *Revista Forestal de Perú*, 11(1-2), 1-6. [http://cedinfor.lamolina.edu.pe/Articulos_RFP/Vol11_no1-2_82-83_\(15\)/vol11_art16.pdf](http://cedinfor.lamolina.edu.pe/Articulos_RFP/Vol11_no1-2_82-83_(15)/vol11_art16.pdf)

- Volgemann, J. (1995). Assessment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and geographic information systems technology. *Conservation Biology*, 9(2), 439-449. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9020439.x>
- Wernick, I.K., Ciais, P., Fridman, J., Högberg, P., Korhonen, K.T., Nordin, A., Kauppi, P.E. Quantifying Forest change in the European Union. *Nature*, 592, 13-14.
- West, T.A., y Fearnside, P.M. (2021). Brazil's conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia. *Land Use Policy*, 100. [10.1016/j.landusepol.2020.105072](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105072)
- Wilson, O., Walters, R., Mayle, F., Lingner, D., Vibrans, A. (2019). Cold spot microrefugia hold the key to survival for Brazil's Critically Endangered Araucaria tree. *Global Change Biol*, 25, 4339-4351. [10.1111/gcb.14755](https://doi.org/10.1111/gcb.14755)
- Xu, T., Gao, J., Li, Y. (2019). Machine learning-assisted evaluation of land use policies and plans in a rapidly urbanizing district in Chongqing, China. *Land Use Policy*, 87. [10.1016/j.landusepol.2019.104030](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104030)
- Young, K.R. (2014). Bosques húmedos. *Botánica Económica de los Andes Centrales*, 2006, 121-129. <https://beisa.au.dk/Publications/BEISA%20Book%20pdf/Capitulo%2008.pdf>
- Zhan, X., Sohlberg, R., Townshend, J., Dimiceli, C., Carroll, M., Eastman, J., Hansen, M., y Defries, R. (2002). Detection of land cover changes using MODIS 250 m data. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 336-350. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00081-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00081-0)
- Zhou, N., Hu, X., Byskov, I., Sandstad, J., Wu, Q., Zhao, W., Cherubini, F. (2021). Overview of recent land cover changes, forest harvest areas, and soil erosion trends in Nordic countries. *Geography and Sustainability*. 2(3), 163-174. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2021.07.001>

ANEXOS

ANEXO 1: TABLAS

Anexo 1.1

Análisis de la cobertura vegetal año 1982 por medio del software Fragstats

Cobertura Vegetal	Área Total (CA)	Número de Parches (NP)	Densidad de Parche (PD)	Índice de parche más grande (LPI)	Densidad de Borde (ED)	Total, de borde (TE)
Bosque Nativo	456201.36	3	0.0005	72.89	1.28	777030
Cuerpo de Agua	217.53	4	0.0007	0.025	0.003	1800
Cultivos	25190.28	7	0.0012	2.38	0.40	243540
Pastos	1018.8	2	0.0003	0.17	0.020	12450
Vegetación Arbustiva	121095.81	11	0.0018	14.90	1.44	869160

Anexo 1.2

Análisis de la cobertura vegetal año 2002 por medio del software Fragstats

Cobertura Vegetal	Área Total (CA)	Número de Parches (NP)	Densidad de Parche (PD)	Índice de parche más grande (LPI)	Densidad de Borde (ED)	Total, de borde (TE)
Bosque Nativo	363155.31	33	0.0054	47.34	6.069	3693210
Cuerpo de Agua	2246.13	9	0.0015	0.341	0.648	394740
Cultivos	160667.55	34	0.0056	12.35	2.204	1341360
Pastos	26224.83	18	0.003	1.93	1.425	867180

Vegetación Arbustiva	56199.33	56	0.0092	2.28	2.983	181515
-------------------------	----------	----	--------	------	-------	--------

Anexo 1.3

Análisis de la cobertura vegetal año 2022 por medio del software Fragstats

Cobertura Vegetal	Área Total (CA)	Número de Parches (NP)	Densidad de Parche (PD)	Índice de parche más grande (LPI)	Densidad de Borde (ED)	Total, de borde (TE)
Bosque Nativo	379589.94	1,276	0.2097	56.3937	13.6262	8291310
Cuerpo de Agua	2253.78	11	0.0018	0.2927	0.6465	393360
Cultivos	78995.25	630	0.1035	7.4049	4.0634	2472480
Pastos	36940.32	627	0.103	2.0121	3.2693	1989330
Vegetación Arbustiva	110703.06	1379	0.2266	2.7305	7.905	4810080

Anexo 1.4

Cambio neto de uso de suelo en los ecosistemas de la cuenca Cayapas

	Ganancia	Pérdida	Cambio Total	Swap	Cambio Neto Absoluto
Agua	0	0.102	0.102	0	0.102
Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorial	0	0.464	0.464	0	0.464
Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	0	19.512	19.512	0	19.512
Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes	0	0.023	0.023	0	0.023
Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes	0	2.892	2.892	0	2.892
Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes	0	0.874	0.874	0	0.874
Bosque siempreverde piemontano de Cordillera Occidental de los Andes	0	3.098	3.098	0	3.098
Herbazal del Páramo	0	0.0002	0.000	0	0.000
Intervención	26.977	0	26.977	0	26.977
Manglar del Chocó Ecuatorial	0	0.0115	0.012	0	0.012

Sin información	0	0	0.000	0	0.000
-----------------	---	---	-------	---	-------

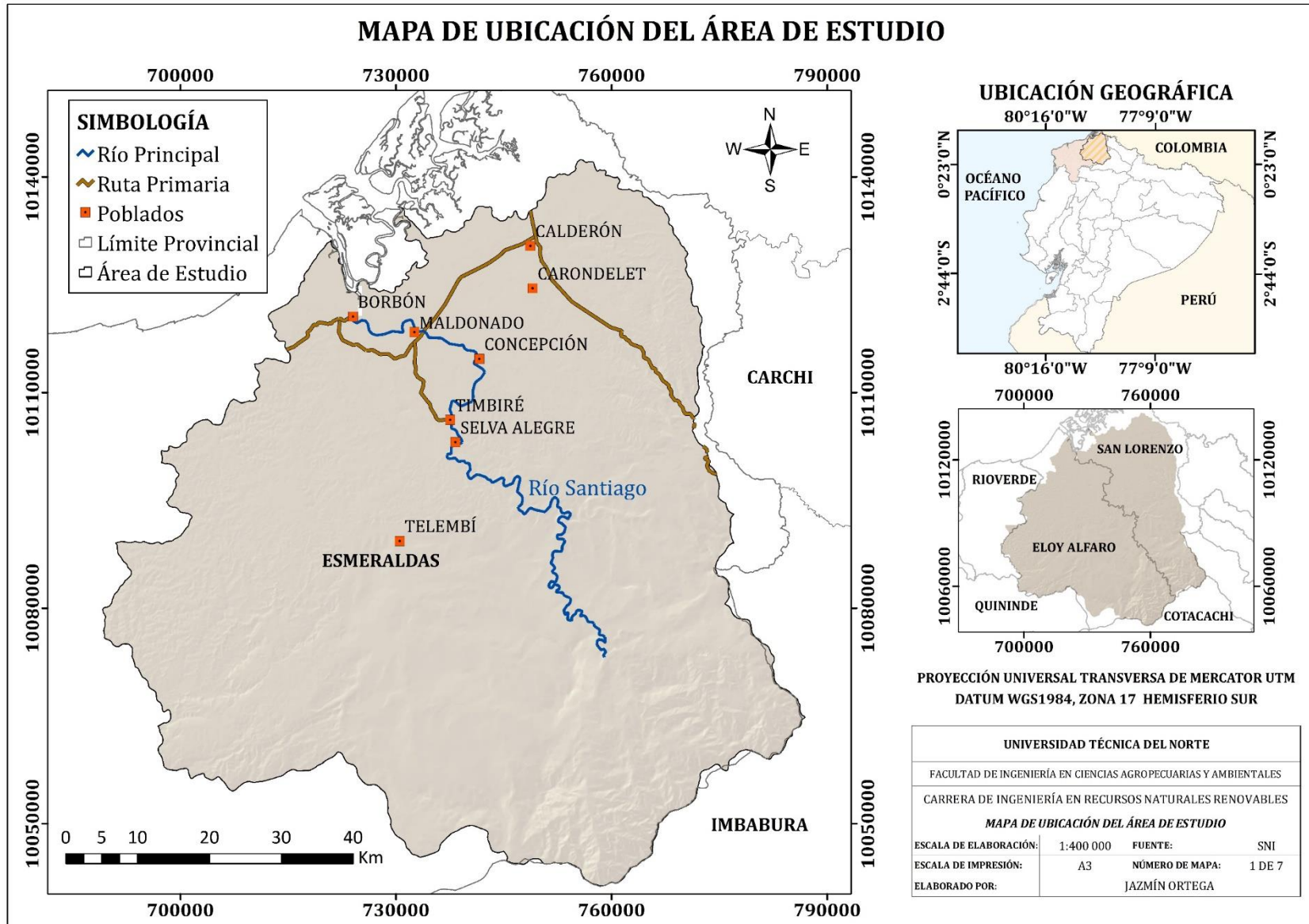
Anexo 1.5

Matriz de transición de los ecosistemas de la cuenca Cayapas periodo 1999 – 2022

Ecosistemas	Agua	Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorial	Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes	Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes	Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes	Bosque siempreverde piemontano de Cordillera Occidental de los Andes	Herbazal del Páramo	Intervención	Manglar del Chocó Ecuatorial	Sin información	Total	Pérdida
Agua	0.217942444	0	0	0	0	0	0	0	0.10196627	0	0	0.31991	0.102
Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorial	0	0.001863747	0	0	0	0	0	0	0.46358976	0	0	0.46545	0.464
Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial	0	0	32.25888191	0	0	0	0	0	19.5121457	0	0	51.77103	19.512
Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes	0	0	0	0.250837736	0	0	0	0	0.023130647	0	0	0.27397	0.0231
Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes	0	0	0	0	5.044515639	0	0	0	2.89225926	0	0	7.93677	2.892
Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes	0	0	0	0	0	3.107365619	0	0	0.87387231	0	0	3.98124	0.874
Bosque siempreverde piemontano de Cordillera Occidental de los Andes	0	0	0	0	0	0	21.72306855	0	3.0981506	0	0	24.82122	3.098
Herbazal del Páramo	0	0	0	0	0	0	0	0.0358537	0.0002526	0	0	0.03611	0.000
Intervención	0	0	0	0	0	0	0	0	9.24935737	0	0	9.24936	0
Manglar del Chocó Ecuatorial	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0115472	0.03077271	0	0.04232	0.0115
Sin información	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2472745	1.24727	0
Total 2022	0.217942444	0.001863747	32.25888191	0.250837736	5.044515639	3.107365619	21.72306855	0.0358537	36.2262717	0.03077271	1.2472745	100.144648	
Ganancia	0	0	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	26.9769	0.0000	0.0000		

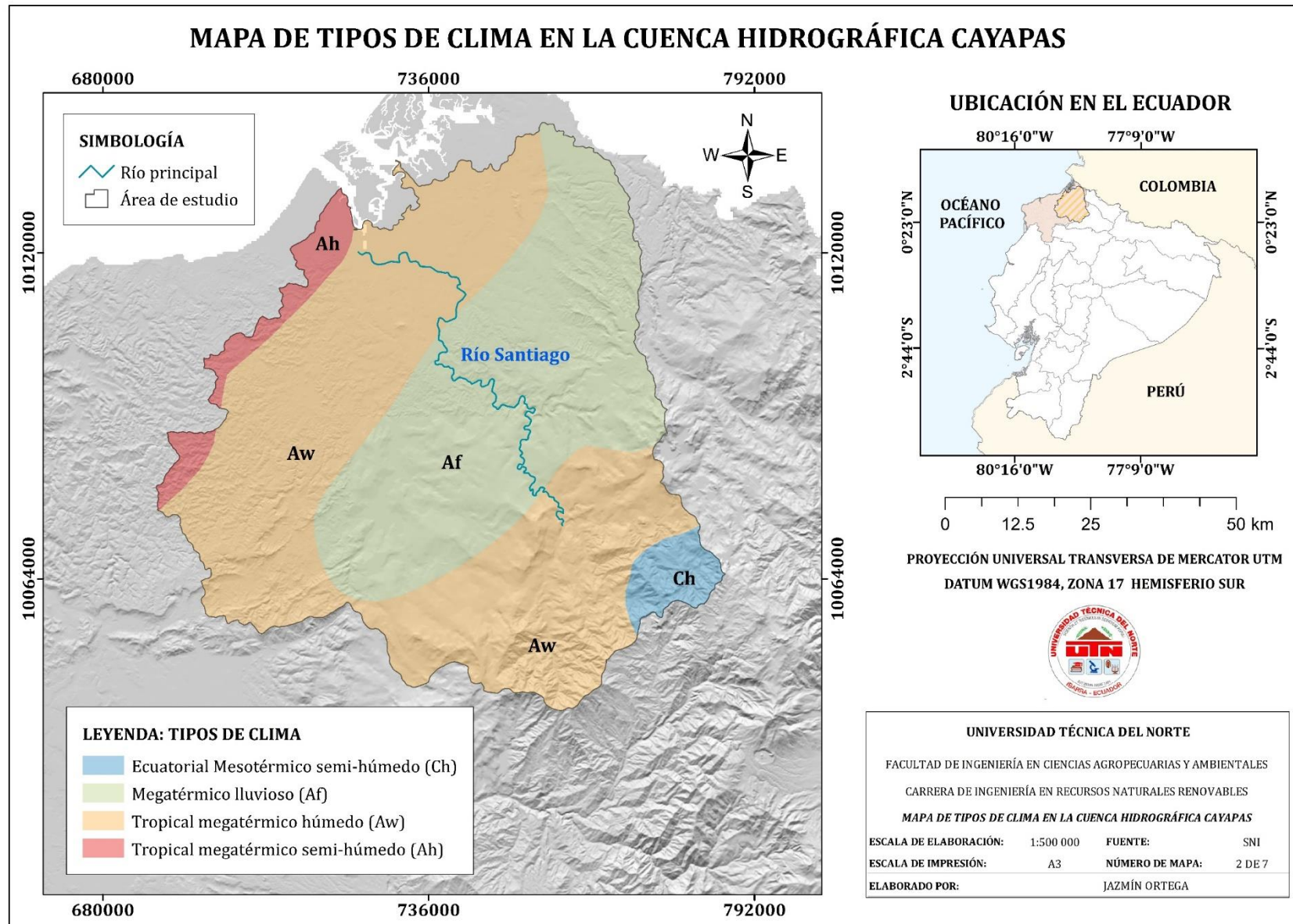
Anexo 2.1

Mapa de ubicación del área de estudio



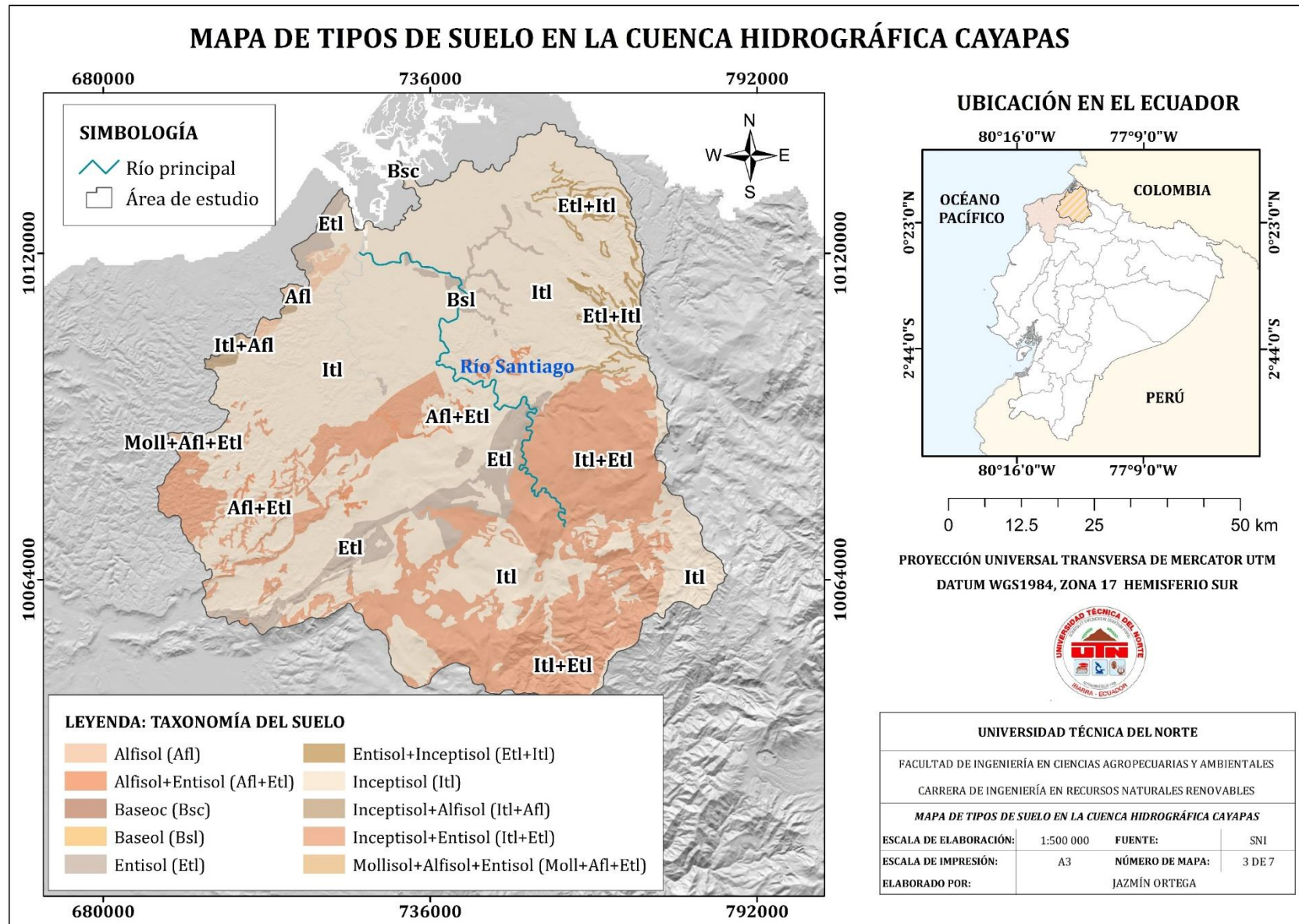
Anexo 2.1

Mapa de clima del área de estudio



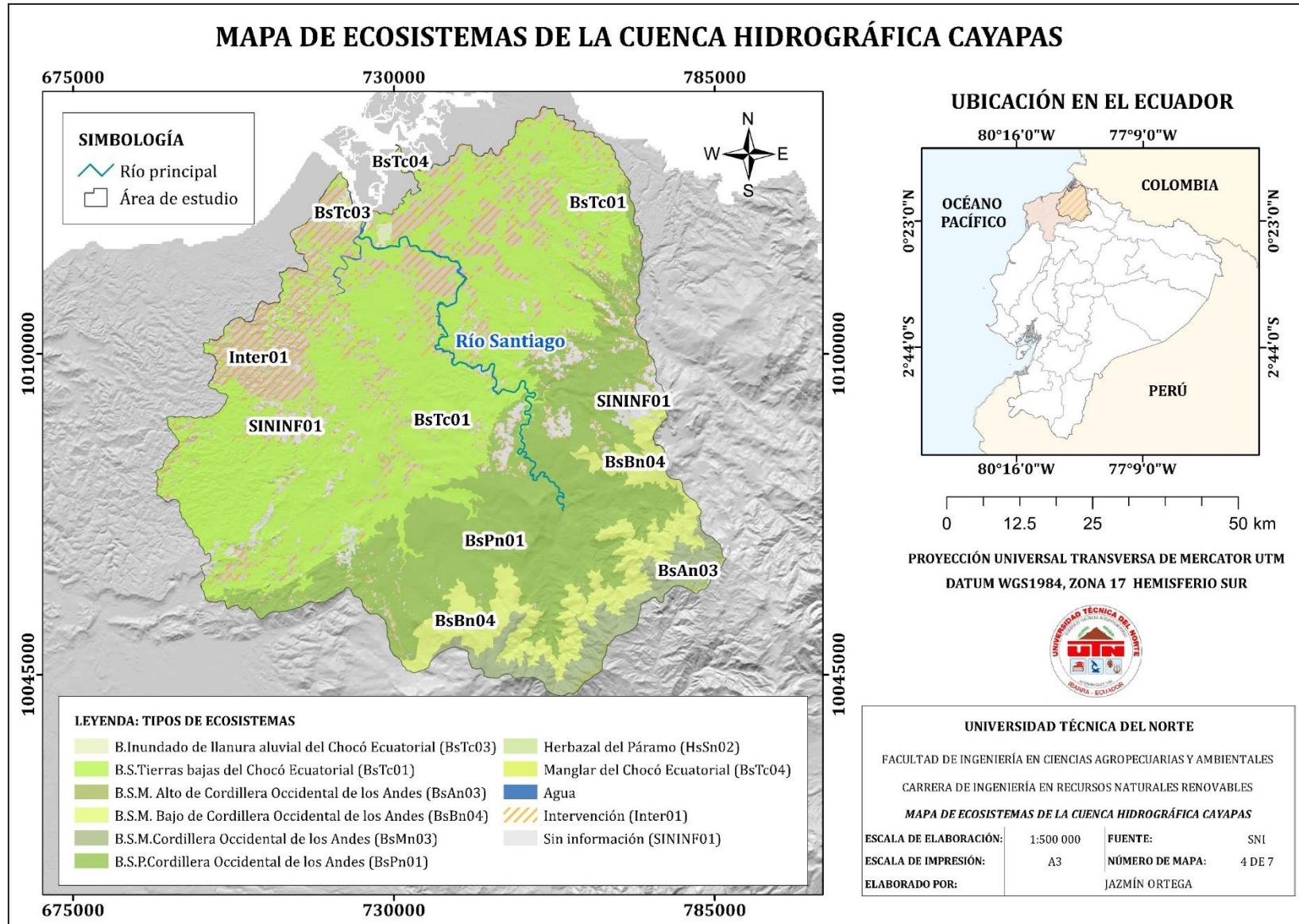
Anexo 2.3

Mapa de tipos de suelo del área de estudio



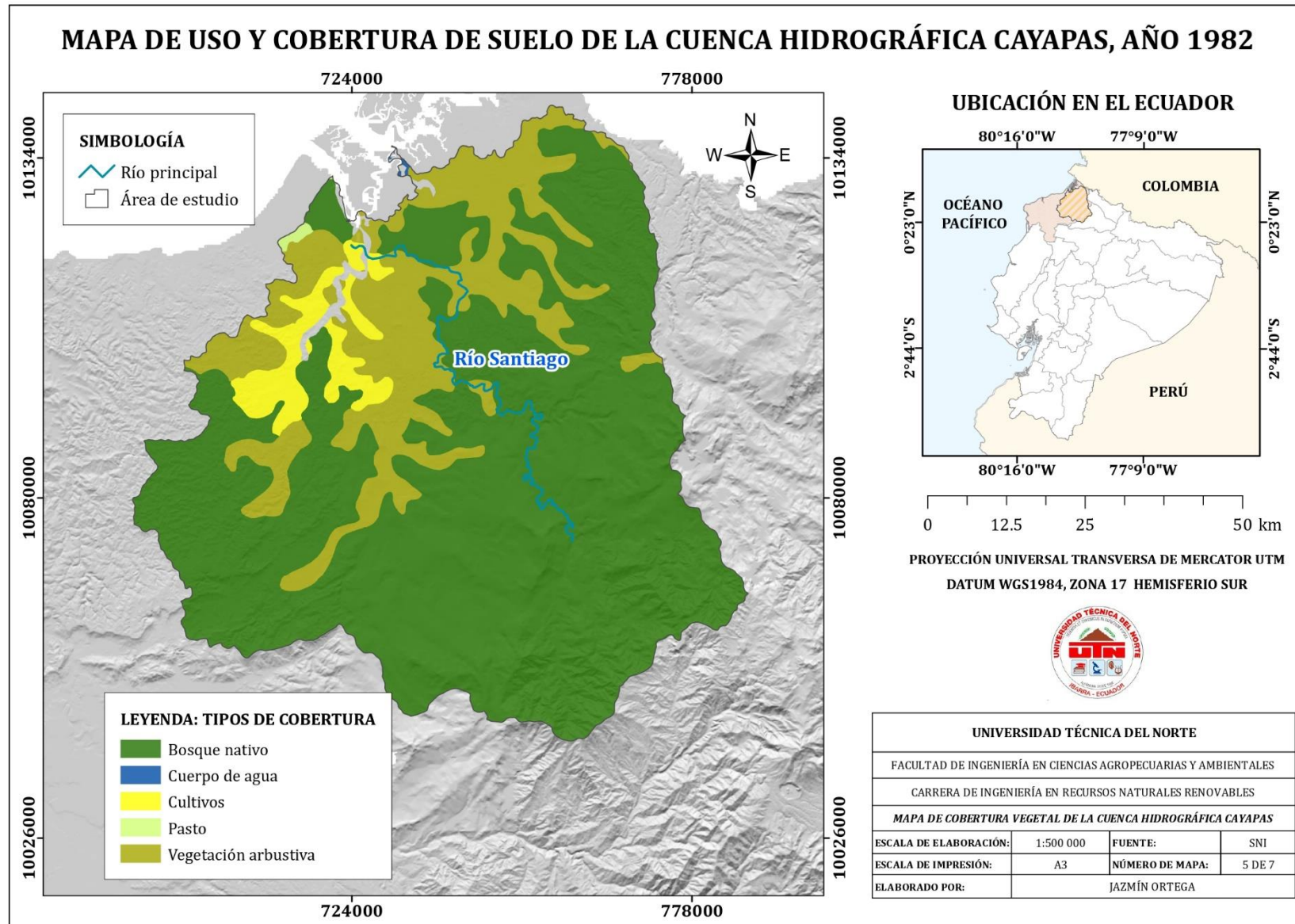
Anexo 2.4

Mapa de ecosistemas del área de estudio



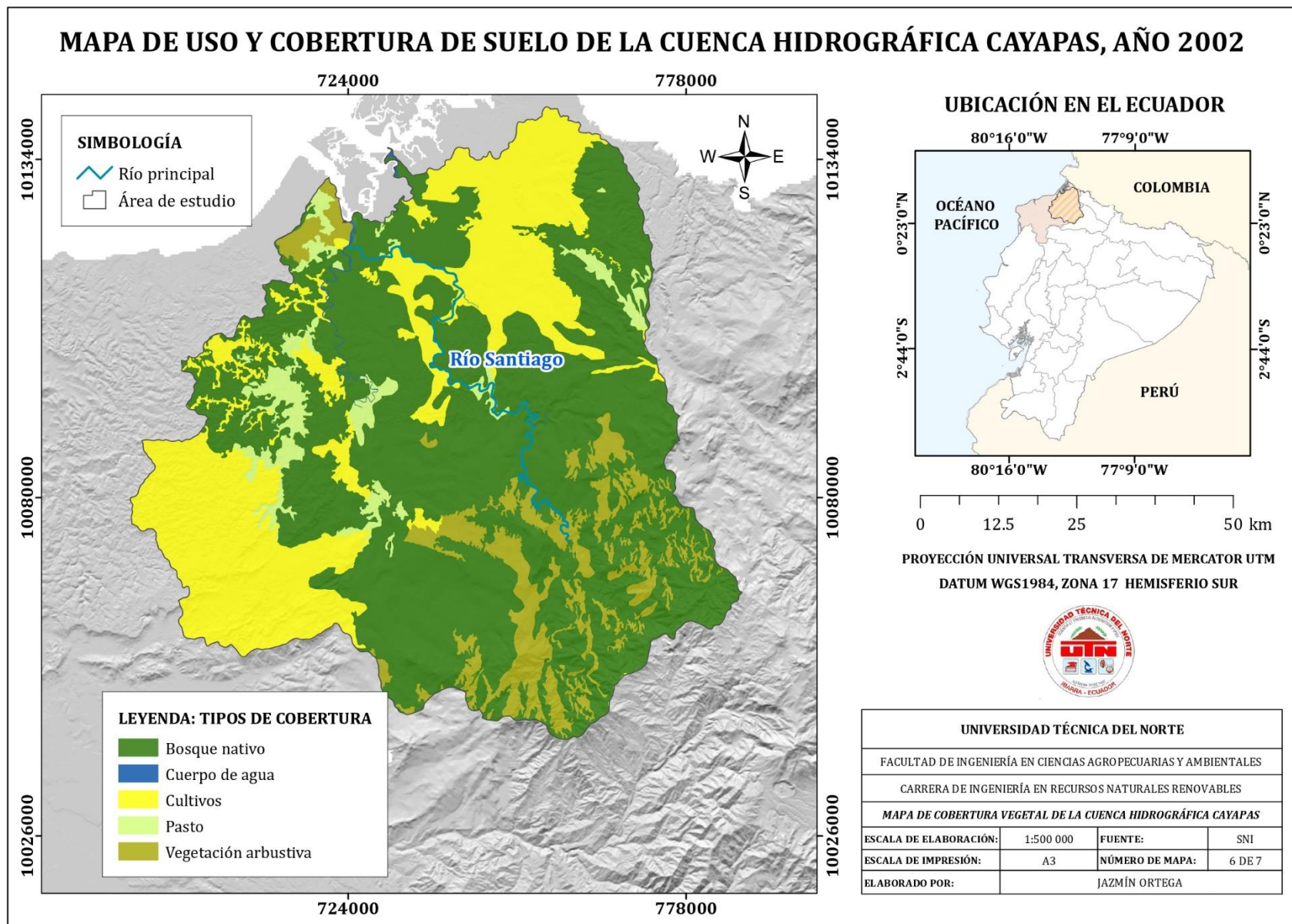
Anexo 2.5

Mapa de uso y cobertura de suelo del área de estudio año 1982



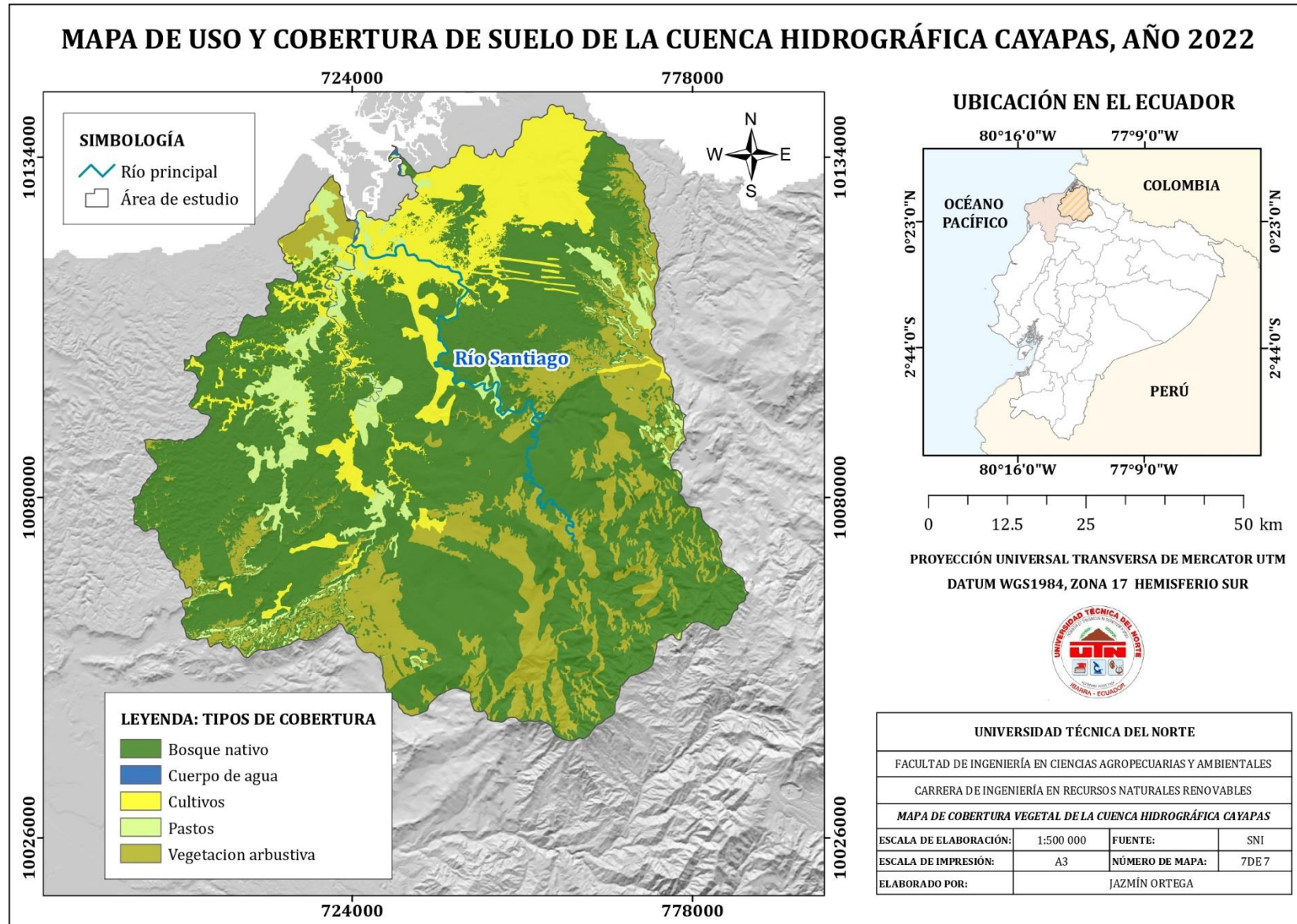
Anexo 2.6

Mapa de uso y cobertura de suelo del área de estudio año 2002



Anexo 2.7

Mapa de uso y cobertura de suelo del área de estudio año 2022



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE			
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES			
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES			
MAPA DE COBERTURA VEGETAL DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA CAYAPAS			
ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:500 000	FUENTE:	SNI
ESCALA DE IMPRESIÓN:	A3	NÚMERO DE MAPA:	7DE 7
ELABORADO POR:	JAZMÍN ORTEGA		