



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

**EVALUACIÓN DEL PAISAJE BOSCOZO EN LA CUENCA MEDIA-
ALTA DEL RÍO MIRA, Y SU PROYECCIÓN DE CAMBIO AL AÑO 2050.**

**TRABAJO DE TITULACIÓN PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERAS EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES.**

AUTORAS:

Lady Nicole Ayala Cuarán

Dayra Gabriela Herrera Andrango

DIRECTOR:

Biol. Jhonn James Rodríguez Echeverry, PhD

IBARRA, 2020



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
UNIVERSIDAD ACREDITADA RESOLUCIÓN Nro. 001-073-CEAACES-2013-13
Ibarra-Ecuador

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES

**CERTIFICACIÓN TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE
TITULACIÓN**

Ibarra, 19 de junio de 2020

Para los fines consiguientes, una vez revisado el documento en formato digital el trabajo de titulación: “**EVALUACIÓN DEL PAISAJE BOSCO SO EN LA CUENCA MEDIA-ALTA DEL RÍO MIRA, Y SU PROYECCIÓN DE CAMBIO AL AÑO 2050**”, de autoría de las señoritas Lady Nicole Ayala Cuarán y Dayra Gabriela Herrera Andrango estudiantes de la Carrera de **INGENIERÍA RECURSOS NATURALES RENOVABLES** el tribunal tutor **CERTIFICAMOS** que el/la autor/a o autores han procedido a incorporar en su trabajo de titulación las observaciones y sugerencia realizadas por este tribunal.

Atentamente,

TRIBUNAL TUTOR

Biol. James Rodríguez Echeverry
DIRECTOR TRABAJO TITULACIÓN

MSc. Oscar Rosales E.
MIEMBRO TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE TITULACIÓN

MSc. Gabriel Jácome A.
MIEMBRO TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE TITULACIÓN

FIRMA

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 BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

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 de Educación Superior, hago la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual pongo a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO			
CÉDULA DE IDENTIDAD:	DE	1004037568	
APELLIDOS Y NOMBRES:	Y	AYALA CUARÁN LADY NICOLE	
DIRECCIÓN:	VICTOR MIDEROS Y RAÚL MONTALVO 1-93		
EMAIL:	lnayalac@utn.edu.ec		
TELÉFONO FIJO:	2547-189	TELÉFONO MÓVIL:	0983344232

DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	EVALUACIÓN DEL PAISAJE BOSCOZO EN LA CUENCA MEDIA-ALTA DEL RÍO MIRA, Y SU PROYECCIÓN DE CAMBIO AL AÑO 2050
AUTOR (ES):	AYALA CUARÁN LADY NICOLE HERRERA ANDRANGO DAYRA GABRIELA
FECHA: DD/MM/AAAA	19/06/2020
SOLO PARA TRABAJOS DE GRADO	
PROGRAMA:	<input checked="" type="checkbox"/> PREGRADO <input type="checkbox"/> POSGRADO
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	INGENIERA EN RECURSOS NATURALES Y RENOVABLES
ASESOR /DIRECTOR:	BIOL. JHONN JAMES RODRÍGUEZ ECHEVERRY, PHD

2. CONSTANCIAS

El autor (es) manifiesta (n) 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 (son) el (los) titular (es) de los derechos patrimoniales, por lo que asume (n) la responsabilidad sobre el contenido de la misma y saldrá (n) en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, 19 días del mes de junio del 2020

ELAUTOR:

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Lady Nicole Ayala Cuarán". The signature is stylized with loops and a horizontal line underneath.

Lady Nicole Ayala Cuarán



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

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 de Educación Superior, hago la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual pongo a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO			
CÉDULA DE IDENTIDAD:	DE	0401330923	
APELLIDOS Y NOMBRES:	Y	HERRERA ANDRANGO DAYRA GABRIELA	
DIRECCIÓN:		AVENIDA PANAMERICANA Y JOSÉ CÓRDOVA	
EMAIL:		dgherreraa@utn.edu.ec	
TELÉFONO FIJO:	0	2236-463	TELÉFONO MÓVIL: 0990292376

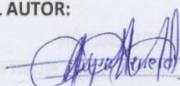
DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	EVALUACIÓN DEL PAISAJE BOSCOSE EN LA CUENCA MEDIA-ALTA DEL RÍO MIRA, Y SU PROYECCIÓN DE CAMBIO AL AÑO 2050
AUTOR (ES):	AYALA CUARÁN LADY NICOLE HERRERA ANDRANGO DAYRA GABRIELA
FECHA: DD/MM/AAAA	19/06/2020
SOLO PARA TRABAJOS DE GRADO	
PROGRAMA:	<input checked="" type="checkbox"/> PREGRADO <input type="checkbox"/> POSGRADO
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	INGENIERA EN RECURSOS NATURALES Y RENOVABLES
ASESOR /DIRECTOR:	BIOL. JHONN JAMES RODRÍGUEZ ECHEVERRY, PHD

2. CONSTANCIAS

El autor (es) manifiesta (n) 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 (son) el (los) titular (es) de los derechos patrimoniales, por lo que asume (n) la responsabilidad sobre el contenido de la misma y saldrá (n) en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, a los 19 días del mes de junio del 2020.

EL AUTOR:



Nombre: Herrera Andrango Dayra Gabriela

DATOS DE CONTACTO	
CEGULA	DE DOLZORZA
IDENTIFICACION	Y HERRERA ANDRANGO DAYRA GABRIELA
ABELLADO	
MONTECITO	
DIRECCION	AVENIDA PARAGUAYANA Y JOSE CORDOVA
EMAIL	dgandran@univ.edu.ec
TELEFONO FIJO	593-462 233-462
	TELEFONO MOVIL

DATOS DE LA OBRA	
TITULO	EVALUACION DEL PAVIMENTO SOSTRADO EN LA CUESTA
	MEJORA DEL RUMI MIRA Y SU PROYECCION DE
	CAMINO A AÑO 2030
AUTOR (ES)	DAYA GABRIELA HERRERA ANDRANGO
	HERRERA ANDRANGO DAYRA GABRIELA
TITULO DE LA OBRA	TRABAJO
SECCION PARA TRABAJOS DE GRADO	
PROGRAMA	<input checked="" type="checkbox"/> PASADIZO <input type="checkbox"/> PASADIZO
TITULO POR EL QUE OBTIENE	INGENIERIA EN RECURSOS NATURALES Y RENOVABLES
ASESOR DIRECTOR	BIOL. JHON JAMES RODRIGUEZ ECHENRY, PhD

3. CONSTANCIA

El autor (es) manifiesta (n) que la obra objeto de la presente constancia es original y se ha desarrollado sin utilizar materiales de autor de terceros, por lo tanto la obra es original y que es (son) el (los) titular (es) de los derechos patrimoniales, por lo que assume (n) la responsabilidad sobre el contenido de la misma y se compromete a la defensa de la universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

AGRADECIMIENTO

“Ningún corazón jamás sufrió cuando fue en busca de sus sueños, porque cada momento de búsqueda es un momento de encuentro con Dios y la eternidad.”

Paulo Coelho.

Expreso mi gratitud a Jehová por darme la inteligencia, sabiduría, entendimiento porque el haber estado en los caminos de Señor me ha ayudado a formar mi carácter, a ser mejor ser humano y saber que sin él nada es posible porque el principio de la sabiduría es el temor a Dios.

Agradezco a mi madre Elizabeth Cuarán quien con su esfuerzo y trabajo me impulso a culminar mi carrera universitaria. Por ser un pilar fundamental en mi hogar ya que ella ha sido padre y madre a la vez y me ha enseñado que en la vida nunca hay límites para salir adelante porque con esfuerzo, trabajo y dedicación todo es posible y podré cumplir cada una de mis metas.

Agradezco mi director de tesis PhD. James Rodríguez por brindarme la oportunidad de pertenecer al proyecto de investigación “Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira” y aportar con las herramientas y guías para poder alcanzar este estudio.

De igual manera agradezco inmensamente al Ing. Oscar Rosales Mcs que me ha guiado con paciencia y aportado con sus enseñanzas a mi crecimiento profesional, por ser ejemplar como maestro y por su amistad brindada. También agradezco al Ing. Gabriel Jácome Mcs que contribuyó con su conocimiento en el proceso de investigación.

Lady Nicole Ayala Cuarán

DEDICATORIA

El presente trabajo le dedico con amor a Dios, mi padre, amigo y fiel confidente porque todo comenzó en él y para los propósitos de él. A mi madre Elizabeth Cuarán a quien admiro y respeto por ser una mujer valiente y esforzada que me enseña valores y me impulsa a cumplir mis metas.

Este logró también lo dedico a mis hermanos Melany, Patricia, Alisson y Hugo ya que al ser la hermana mayor me he propuesto ser un ejemplo para ellos.

Lady Nicole Ayala Cuarán

AGRADECIMIENTO

El amor recibido, la paciencia y la dedicación con la que cada uno de ustedes se preocupaba por el avance y desarrollo de mi tesis, es simplemente único y doy gracias a Dios por tenerlos en mi vida.

Quiero agradecer en primer lugar a mi madre Victoria por su apoyo y dedicación constante en este largo proceso, por su fuerza, ánimo y principalmente por acompañarme en cada larga y agotadora noche de estudio, por su compromiso y entrega en los momentos en los que más necesitaba. Quiero agradecer también a mi hermana, abuelitos, tíos y primos por desear y anhelar siempre lo mejor para mi vida, por cada consejo y motivación que recibí de su parte.

Agradezco a mi compañera de tesis Nicole por la paciencia y la constancia en este largo proceso. De igual manera al macroproyecto: Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira, Ecuador dirigido por el PhD. James Rodríguez, el cual fue nuestra guía y ejemplo para mejorar nuestra formación. Al Ing. Oscar Rosales y al Ing. Gabriel Jácome que con sus observaciones y conocimientos aportaron al desarrollo de esta investigación.

Gracias a la vida por este nuevo triunfo, gracias a todas las personas que me apoyaron, gracias a mis amigos que con cada aventura y experiencia hicieron de esta etapa de mi vida la más bonita.

Dayra Gabriela Herrera Andrango

DEDICATORIA

Este trabajo se lo quiero dedicar a Dios por llenarme la vida de tantas bendiciones y que con su amor y fortaleza me ha dado la fuerza y paciencia necesaria para culminar mis estudios.

A mi madre por ser mi ejemplo y la mujer que más admiro en esta vida, por su dedicación y su entrega en todos estos años. A mi hermana que es mi motor principal para seguir adelante y cumplir todos los sueños que tenemos juntas. A mis abuelitos que son parte de mi formación y mi mayor inspiración para cumplir cada una de mis metas. A mis tíos que son un ejemplo a seguir y de los cuales me llevo grandes valores para mi vida. A mis primos hermosos que son mi felicidad y con cada travesura hacen de mis días los mejores.

¡Esto es para ustedes familia!

Dayra Gabriela Herrera Andrango

ÍNDICE DE CONTENIDO

Contenido	Páginas
RESUMEN	xvii
CAPÍTULO I.....	1
1.INTRODUCCIÓN	1
1.1 Revisión de antecedentes o estado del arte.....	1
1.2 Problema de investigación y justificación	3
1.3 Objetivos.....	8
1.3.1 <i>Objetivo general</i>	8
1.3.2 <i>Objetivos específicos</i>	8
1.4 Pregunta(s) directriz (ces) de la investigación o hipótesis	8
CAPÍTULO II.....	9
2. REVISION DE LITERATURA	9
2.1 Marco teórico referencial	9
2.1.1 Paisaje.....	9
2.1.2 Ecología del paisaje.....	9
2.1.2.1. Estructura espacial.....	10
2.1.3 Métricas del paisaje	11
2.1.4 Gestión integral de una cuenca hidrográfica	12
2.1.5 Bosque nativo	12
2.1.6. Cambios de uso de suelo	13
2.1.6.1 Fragmentación.....	13
2.1.6.2 Deforestación	14
2.1.7 Conservación y planificación.....	15
2.2 Marco legal	16
CAPÍTULO III	18
3. METODOLOGÍA.....	18
3.1 Descripción del área	18
3.1.1 Ubicación.....	18
3.1.2 Suelos	19
3.1.3 Clima	20
3.1.4 Geología y geomorfología	20
3.1.5 Zonas de vida	21
3.2 Métodos	25

3.2.1 Cambios de los patrones espaciales del paisaje boscoso en el período 1991 y 2017	25
3.2.1.1 Obtención de imágenes satelitales	25
3.2.1.2 Pre-procesamiento de imágenes	26
3.2.1.3 Clasificación de imágenes.....	27
3.2.1.4 Validación	27
3.2.1.5 Coeficiente Kappa	28
3.2.1.6 Análisis de los patrones espaciales	31
3.2.1.7 Matriz de transición.....	34
3.2.2 Estimación de la probabilidad de cambio de cobertura y uso de suelo para el año 2043.....	34
3.2.2.1 Cadenas de Markov	35
3.2.2.2 Enfoque de autómatas celulares	37
3.2.2.3 Criterios y variables para escenario de uso de suelo al 2043	38
3.2.2.4 Validación.....	38
3.2.3 Estrategias para la conservación y protección del paisaje estudiado.....	39
3.3 Materiales y Equipos.....	41
CAPÍTULO IV	42
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
4.1 Análisis de los cambios de los patrones espaciales del paisaje boscoso en el período 1991 y 2017	42
4.1.1 Validación de la clasificación supervisada del periodo 1991-2017.....	42
4.1.2 Cambios en la cobertura de paisaje.....	42
4.1.3 Configuración espacial del bosque nativo.....	44
4.1.4 Relación espacial y temporal entre bosque nativo y otras coberturas vegetales.....	45
4.1.5 Variación del tamaño de parches del bosque nativo	46
4.1.6 Cambio de uso de suelo de 1991-2017.....	48
4.2 Estimación de la probabilidad de cambio de cobertura y uso de suelo para el año 2043.....	53
4.2.1 Modelo prospectivo de la cobertura vegetal para el año 2043	55
4.2.2 Cambio de uso de suelo del 2017-2043.....	56
4.3 Estrategias de conservación y protección del paisaje estudiado.....	57
4.3.1. Propuesta de Ordenamiento Territorial	58
4.3.1.1. Programa de conservación de los bosques naturales.	58
4.3.1.2. Sistemas silvopastoriles y agroforestería	61

4.3.2. Estrategias de restauración ecológica para el bosque nativo de la cuenca media-alta del río Mira.....	62
CAPÍTULO V	67
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	67
5.1 Conclusiones.....	67
5.2 Recomendaciones	68
ANEXOS.....	89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Cambios de cobertura de las formaciones forestales del Ecuador continental ...	15
Tabla 2. Coordenadas de ubicación del área de estudio	19
Tabla 3. Características geomorfológicas de la cuenca del Río Mira.....	21
Tabla 4. Banda, sensor y resolución del satélite Landsat 4-5-7-8.....	26
Tabla 5. Tipos de cobertura vegetal de la cuenca media alta del río Mira	27
Tabla 6. Matriz de contingencia.....	28
Tabla 7. Fuerza de Concordancia.....	29
Tabla 8. Índices del paisaje FRAGSTATS versión 4.2	31
Tabla 9. Equipos y materiales	41
Tabla 10. Matriz de contingencia del tipo de cobertura del año 2010.....	42
Tabla 11. Área de diferentes tipos de cobertura entre el periodo de 1991-2017 en la cuenca media-alta del río Mira.....	44
Tabla 12. Cambios de los índices de paisaje en el bosque nativo de la Cuenca media-alta del río Mira.....	44
Tabla 13. Matriz de transición de los cambios de cobertura y uso de suelo del periodo 1991-2017 expresado en %.....	52
Tabla 14. Matriz de contingencia del uso de suelo proyectado del año 2017.....	53
Tabla 15. Actividades para la conservación del bosque nativo vinculado al programa Socio-bosque	60
Tabla 16. Actividades de los sistemas pastoriles y agroforestería	62
Tabla 17. Estrategias de restauración ecológica para la cuenca media-alta del río Mira	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Componentes del paisaje y relación entre los mismos. (Wiens, 2002)	10
Figura 2. Elementos del paisaje en el marco de un modelo mosaico matriz parche corredor. (Armenteras y Vargas, 2016).....	11
Figura 3. Ubicación del área de estudio.	18
Figura 4. Zonas de vida del área de estudio.....	22
Figura 5. Flujograma del proceso de corrección de imágenes, clasificación supervisada y validación.	30
Figura 6. Flujograma para obtener métricas del paisaje.....	33
Figura 7. Módulo de Markov con las coberturas de mapas temáticos.	36
Figura 8. Módulo de cadenas celular autómatas.....	37
Figura 9. Parámetros para la predicción de cambio: Modelo digital de elevación, distancia eucladiana de zona urbana, slope y distancia eucladiana de vías principales.	38
Figura 10. Variación temporal y espacial de las cobertura y uso de suelo en la Cuenca media alta del río Mira 1991-2000-2010-2017.	43
Figura 11. Cambios temporales en el índice de agregación en la cuenca media-alta del río Mira.....	45
Figura 12. Cambios temporales en el índice de adyacencia en la Cuenca media-alta del río Mira.....	46
Figura 13. Variación temporal del tamaño de parches de la Cuenca media alta del Río Mira. A) 1991; B) 2000; C) 2010; D) 2017.....	47
Figura 14. Reducción e incremento (ha) de los cambios de superficie en el uso y cobertura de suelo 1991-2017.	48
Figura 15. Mapa de escenario futuro al año 2017.....	54
Figura 16. Mapa del escenario futuro al año 2043.....	55
Figura 17. Cambios de superficie en el uso y cobertura de suelo 2017-2043. Bosque (B), Páramo (P), Cultivos (C), Matorral seco montano (MSM), Bosque seco espinoso (BSE), Cuerpos de agua (CA), Zona urbana (ZU), Área sin vegetación (ASV), Infraestructura agrícola (IA), Vegetación arbustiva (VA).	57
Figura 18. Mapa de conflictos de la cuenca media alta del río Mira. Bosque nativo (B), Cultivos (C), Infraestructura agrícola (IA), Zona urbana (ZU), Matorral seco montano (MSM), Bosque seco espinoso (BS).	58

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

**EVALUACIÓN DEL PAISAJE BOSCOZO EN LA CUENCA MEDIA-
ALTA DEL RÍO MIRA, Y SU PROYECCIÓN DE CAMBIO AL AÑO 2050.**

Trabajo de Titulación

Nombres de las estudiantes: Lady Nicole Ayala Cuarán

Herrera Andrango Dayra Gabriela

RESUMEN

La cuenca media alta del río Mira ubicada al norte del Ecuador está conformada por once zonas de vida que desempeñan una función clave de conservación. Sin embargo, este paisaje se ha visto alterado por un alto índice de deforestación, expansión agrícola, ganadera; como consecuencia de políticas de uso de suelo deficientes. Por tal motivo, la presente investigación se realizó con el fin de evaluar el estado del paisaje a una escala multi-temporal durante el periodo 1991-2017 y su proyección de cambio al año 2043 en base a las condiciones actuales del territorio para proponer estrategias de conservación. La evaluación de cambio de uso de suelo se realizó mediante el método de clasificación supervisada, a partir de imágenes satelitales Landsat 5TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TTIRS, métricas del paisaje y cadenas de Markov para la predicción de cambio. Además, para la validación se utilizó el índice kappa con una fuerza de concordancia mayor al 0.9. Los resultados indicaron que el bosque nativo disminuyó en un 6.03%, el tamaño de los parches se redujo al 50% y el índice de agregación indicó que el bosque está muy cerca de los cultivos y zona urbana con un porcentaje del 93.33%. El modelo predictivo al año 2050 tuvo errores de precisión, ya que Markov es un método probabilístico que calcula la transición de píxeles en el cambio de uso de suelo de acuerdo al estado actual y al estado previo. Por esta razón la predicción se realizó para el año 2043 en donde se obtuvo que el bosque disminuirá 19 682 hectáreas y los cultivos incrementarán en 10 988 hectáreas. En conclusión, los datos obtenidos proporcionaron información para establecer estrategias de conservación del bosque. Además, se recomienda complementar políticas para la planificación y ordenamiento del territorio.

Palabras clave: Cambio de uso de suelo, Métricas del paisaje, Patrones espaciales, Cadenas de Markov, Paisaje boscoso.

ABSTRACT

The Rio Mira watershed is located in the north of Ecuador is formed of twelve life zones that play a key conservation role. However, this landscape has been altered by a high rate of deforestation, agricultural and livestock expansion as a consequence of poor land use policies. For this reason, the present work was carried out in order to evaluate the state of the landscape on a multi-temporal scale during the period 1991-2017 and its projection of change to the year 2043 based on current conditions of territory to propose conservation strategies. The evaluation of land use change (LUC) was made using the supervised classification method, using Landsat 5TM, Landsat 7 ETM + and Landsat 8 OLI / TTIRS satellite images, landscape metrics and Markov chains for predicting change. In addition, the kappa index with a concordance force greater than 0.9 was used for validation. The results indicated that the native forest decreased by 6.03%, the size of the patches was reduced to 50% and the aggregation index indicated that the forest is near to the crops and urban area with a percentage of 93.33%. The predictive model to the year 2050 had precision errors, since Markov is a probabilistic method that calculates the pixel transition in the change of land use according to the current state and the previous state. For that reason, the prediction was obtained for 2043, were it was found that the forest will decrease 19 682 hectares and the crops will increase by 10 988 hectares. In conclusion, the data obtained provided information to establish forest conservation strategies. Further, its recommended to complement policies for land use planning.

Key words: Land use change, Landscape, Markov chains, metrics, Spatial patterns, Wooded landscape

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 Revisión de antecedentes o estado del arte

La ecología de paisaje nació a principios del siglo XIX y fue acogida por Alexander von Humboldt en 1853. Posteriormente en la década de 1930 se desarrolló un conjunto de disciplinas que integra la ecología de paisaje tales como: la geografía, arquitectura, ecología, sociología y economía ambiental, las cuales conllevan al estudio de los patrones espaciales del paisaje para realizar investigaciones a gran escala y planificar el territorio. Además, permite evidenciar problemas antrópicos y naturales (Echeverría, Bolados, Rodríguez, Aguayo y Premoli, 2014; Arroyo, Moreno y Galán, 2016).

Los cambios de los patrones espaciales del paisaje se deben a la urbanización e impulsores antrópicos, lo que resulta parches naturales que se transforman en paisajes complejos, heterogéneos y discontinuos (Hou, Wu y Xie, 2019). La sostenibilidad del paisaje depende de los patrones espaciales del paisaje y del uso del suelo, tal es el caso del estudio realizado en Danjiangkou China durante el periodo 2000-2015, acerca de la variación de los patrones del paisaje y los cambios de uso de suelo, en el cual se determinó una disminución de 270 cuerpos de agua y un incremento anual de 116.96% de zona urbana. Además, el tamaño del parche de cultivos disminuyó de 110.43 a 90.74 ha lo que indica mayor fragmentación del paisaje (Wang et al., 2019). De igual manera, un estudio realizado sobre la dinámica del cambio de uso de suelo en la Puna central de los Andes del Perú durante el periodo 2000-2009, indicó un alto porcentaje de expansión agrícola con un 9.8%, eliminando los pastizales naturales y matorrales, e incrementando la urbanización en cuatro años a 7.7 km² (Madrigal y Miralles, 2019).

En América Latina, África y Asia se refleja una disminución de cobertura vegetal en los últimos 50 años debido a la deforestación y degradación de los ecosistemas naturales. De 1990 al 2015, a nivel mundial la deforestación de los bosques primarios se ha acelerado, registrándose una pérdida neta de 129 millones de

hectáreas. Una manera de estimar, evaluar y monitorear el paisaje a escalas múltiples de tiempo y espacio es a través del uso de imágenes satelitales junto con el análisis de los patrones espaciales del paisaje. Sin embargo, para obtener precisión en las métricas de paisaje es necesario asociar a la clasificación de los mapas de uso de suelo y cobertura vegetal (Fan y Myint, 2014; Galicia, Cuevas, González y Couturier, 2014). Tal es el caso de un estudio realizado por Rodríguez, Fuentes, Leiton y Jaque (2018) en el sur de Chile, los cuales desarrollaron una investigación sobre los patrones espaciales del paisaje a través de imágenes satelitales del periodo 1990-2010, en el cual determinaron que el bosque forestal nativo disminuyó 40.7%, a causa de plantaciones exóticas y procesos de fragmentación y deforestación.

Por otra parte, el aumento del cambio de la distribución y densidad de los bosques se debe a varios factores antrópicos, como la frecuencia de incendios a causa de pastoreos intensivos, cambio climático y aumento del CO₂ atmosférico. En este mismo sentido, Weisberg, Lingua y Pillai (2007) determinaron los factores que influyen en los patrones espaciales del paisaje, mediante el uso de imágenes satelitales durante el periodo 1966-1995 en Simpson Park Mountains Estados Unidos; en la cual establecieron que en 30 años disminuyó la cobertura vegetal y se incrementó el número de parches de bosque en relación a la configuración topográfica. De igual manera, en el municipio de Toronto-Bolivia realizaron un análisis de la disminución de cobertura del bosque seco durante 1990-2001, en donde determinaron una tasa de deforestación anual de 1.90%. Además, el área núcleo se redujo a 6132.84 ha, el número de parches incremento de 9322 a 9600 y el área de los parches se redujo a 0.77 ha (Fontúrbel, 2007).

León, Pinedo y Martínez (2014) realizaron un estudio de análisis de fragmentación durante el periodo 2008-2011, en Cuchillas de la Zarca en el desierto Chihuahuense México donde, el área de estudio posee pastizal natural y matorral xerófilo, utilizaron el método propuesto por Elkie et al. (1999), en el cual determinaron que en cuatro años incrementará el pastizal inducido y se reducirá el chaparral con una pérdida de 22.3%. Además, resalta el aumento de parches, de 245 a 1300 con un

tamaño promedio de 110.30 ha a 25.45 ha respectivamente. De igual manera, en un estudio realizado en Chile central se determinó el cambio del paisaje desde 1975 al 2003, el cual en un principio estaba conformado por bosque esclerófilo primario y se redujo a matorrales abiertos y cerrados. Además, en 1989 se registró 9000 parches con un tamaño de 3 ha, lo que representó el año con mayor incremento de número de parches y cambio en la estructura del paisaje (Pavez, Lobos y Jaksic, 2010).

Específicamente, en Ecuador en el año de 1990 poseía 14 586 ha de bosque primario, mientras que para el año 2015 disminuyó la superficie a 12 467 ha. Además, en el período 2000-2008 se deforestaron en promedio 77 647 ha/año (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2012; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2015). Gaglio et al. (2017) realizaron un estudio en el corredor ecológico Llanganates-Sangay Ecuador, durante el periodo 2000-2014, en el cual determinaron que los servicios ecosistémicos están directamente relacionados con el uso de suelo. Los resultados indicaron que durante el periodo 2000–2008, los suelos agrícolas ganaron 1138.64 ha, principalmente de pastos y conversión de bosques. Sin embargo, durante el periodo 2008-2014 hubo ganancia forestal anual de 0.28%.

En cuanto a predicción a futuro, Hurtado (2014) realizó un estudio sobre el modelamiento y simulación de cambio de cobertura en la provincia del Napo a través de la metodología de cadenas de Markov, en el cual se determinó que durante el periodo 1998-2008 la tasa de deforestación es de 4660 ha/año, mientras que en el periodo 2008-2020 las tasas de deforestación disminuirán 3550 ha/año.

1.2 Problema de investigación y justificación

En el transcurso del tiempo, las actividades humanas han transformado los ecosistemas naturales a paisajes antrópicos, los cuales están conformados por extensiones de suelo habilitadas para la agricultura, ganadería, plantaciones forestales, áreas urbanas y ecosistemas fragmentados (Echeverría et al., 2014). Además, el impacto se ha ido incrementando por la implementación de

agroquímicos, pesticidas, herbicidas con el fin de mejorar la producción y comercialización; lo que causa acumulación en aguas subterráneas, alimentos y efectos irreversibles en los organismos vegetales y animales (Altieri, 2009; Echeverría et al., 2014).

El cambio de cobertura y uso de suelo es el resultado de la deforestación, lo que representa la segunda causa que aporta más emisiones de CO₂ en el planeta que oscila entre el 7% y -14%, seguido de los combustibles fósiles (Tiria, Bonilla y Bonilla, 2018). Además, la deforestación ocasiona impactos a nivel global, regional y local tales como: cambios climáticos en la temperatura y humedad, alteración en la radiación a la superficie terrestre, retención y emisión de gases de dióxido de carbono, metano, ozono, disminución de la frecuencia y cantidad de precipitaciones, inundaciones, alteración hídrica en la capacidad de infiltración y compactación del suelo (Borderías y Muguruza, 2014; Tiria, Bonilla y Bonilla, 2018). Según la Organización de las Naciones Unidas (2008), se estima que para el año 2100 se incrementará entre 1.5 a 6 °C la temperatura media de la Tierra, que causaría entre 36 000 y 80 000 muertos por olas de calor y frío.

La deforestación incrementa el efecto invernadero lo que agrava el calentamiento global; países como México, Brasil, Venezuela genera el 70% de gases de efecto invernadero, mientras que Colombia y Perú alcanza el 83% (Wais de Badgen, 2008). En este contexto, la deforestación ocasiona múltiples problemas ambientales como la alteración del ensamblaje de la funcionalidad heterogénea del paisaje lo que provoca extinción, disminución de las poblaciones y su capacidad de desplazamiento, reducción de la biodiversidad de genes, especies y hábitat. Además de la pérdida de los servicios ecosistémicos y reducción significativa en la materia orgánica del suelo (Zeraatpisheh, Bakhshandeh, Hosseini y Mohammad, 2020; Carrasco, Sánchez y Tamagno, 2012; Rodríguez- Echeverry, Echeverría, Oyarzún y Morales, 2018).

Muñoz, Galicia y Pérez (2018), afirman que las principales relaciones implícitas para la dinámica del cambio de uso de suelo, corresponden a políticas nacionales y

mundiales, mercados locales, aspectos socioeconómicos y elementos biofísicos. Camarero et al. (2006), menciona la necesidad de adoptar un cambio respecto al crecimiento económico y mejorar el sistema de producción anticontaminante. Por otra parte, los agricultores de las fronteras de los bosques tropicales de América Latina viven en paisajes transformados. La inclusión de los campesinos e indígenas han modificado los sistemas naturales por sistemas de cultivo intensificado, se estima que representan el 95% del sistema productivo, en efecto, evitan la regeneración de los bosques y generan el 60% de la deforestación mundial, cambio climático, aumento de gases de efecto invernadero y alteración del ciclo ecológico (Ojeda, Zhunusova, Günter y Dieter, 2020).

En este mismo sentido, el avance de la frontera agrícola y sobrepastoreo tienen efectos negativos en la composición de los perfiles del suelo y en consecuencia disminuye el espesor de los horizontes. Generalmente, la capa superficial de suelo del bosque primario posee un espesor que tiene un aproximado de 80 cm y al cultivar maíz, cacao y pastizales se reduce aproximadamente a 30 cm (Hernández et al., 2017). Los suelos tropicales de bosques primarios almacenan 200 Mg /ha de biomasa, de modo que las actividades antrópicas reducen la capacidad de captura y secuestro de carbono, que inducen al cambio de las propiedades físicas y químicas del suelo e incrementa las emisiones de CO₂ (Hernández et al., 2017; Solano, 2017).

Las actividades antrópicas de soporte productivo como la agricultura, ganadería, deforestación, minería y expansión urbana, tienen efectos en los sistemas hidrológicos como: acumulación de sedimentos, inundaciones, deslizamientos, erosión del suelo, sequías, disminución en la evapotranspiración, colmatación, disminución de almacenamiento de agua, irregularidad en caudales mínimos y máximos (Poveda y Mesa, 1995; Restrepo, 2015). Adicionalmente, las actividades agropecuarias afectan la calidad del agua y por ende a la riqueza, abundancia y diversidad de especies (Guerrero et al., 2017). Además, el ganado vacuno genera metano (CH₄) y este produce 21 veces más calentamiento global que el CO₂ (Mogobrejo, 2017).

Ecuador se encuentra dentro de los 17 países con mayor diversidad biológica debido a factores como: su ubicación en la zona ecuatorial, cordillera de los Andes y la influencia de corrientes marinas (Varea, 2004). Sin embargo, en los últimos 400 años las actividades humanas conllevan a la pérdida de hábitat y cambios en el paisaje natural, se estima que 6 especies de mamíferos se han extinto y 76% de las especies se encuentran vulnerables y en peligro de extinción (Tirira, 2001). Nuestro país posee el 38% de bosque forestal de la superficie total, en la cual se registró que la disminución de la cubierta forestal entre 1990 al 2016 es de 2 millones de ha, mientras que en el periodo 2008-2014 la deforestación neta anual representa 47 497 ha/año. Además, posee la más alta deforestación de Sudamérica ya que se han perdido 3 millones de hectáreas de bosque primario, con una tasa de deforestación anual de 1.2% (Pavón, 2011; Mogobrejo, 2017; Ojeda, Zhunusova, Günter y Dieter, 2020). Así mismo, se liberan aproximadamente 24 millones de toneladas de carbono a causa de actividades de deforestación ilegal. El cambio de uso de suelo y silvicultura representa el segundo lugar que produce más emisiones de CO₂ con un 30.02% y finalmente el sector agrícola genera un 65.35% del total de metano (Ministerio del Ambiente, 2016).

Particularmente, el 45% de la población del Ecuador vive en la región Interandina en donde el 15% son suelos degradados. Además, se evidencian cambios abruptos en la composición del paisaje por el aumento de presión y extracción de los recursos naturales principalmente por el cambio de bosque a pastizales, mosaicos agropecuarios e infraestructura agrícola, que causa erosión del suelo, alteración de la calidad del agua y pérdida de biodiversidad (Quichimbo et al., 2012; Pijal, 2015). En la cuenca del río Mira, en el periodo 2000 al 2014 existió una deforestación anual de 0.3%, que representa 334 945 ha por año. Sin embargo, el programa de Protección de Bosques y la implementación de bosques forestales con fines comerciales ha incrementado la tasa de cambio anual positiva a un 0.4% (Endara, 2018).

La parte media alta de la cuenca del río Mira ubicada al Norte del país es considerada como una zona mega diversa en ecosistemas, flora y fauna. Sin

embargo, en los últimos años está afectada por un alto índice de deforestación, expansión agrícola, ganadera y ausencia de políticas de uso de territorio, ya que el 71.8% de la población se dedica a actividades de extracción de recursos (Vilca, 2011; Endara, 2018).

El trabajo de investigación está enfocado en el cambio de uso de suelo que presenta la cuenca del río Mira con ayuda del análisis de patrones espaciales que permiten diferenciar la estructura y composición del espacio físico. Además, evalúa el estado del paisaje a una escala temporal con el fin de conservar los servicios ecosistémicos y la biodiversidad de los hábitats que son afectados por actividades antrópicas y naturales (Echeverría et al., 2014). Por tal motivo, es indispensable el análisis multitemporal de la transformación del paisaje durante el período 1991-2017, para establecer estrategias de conservación con base a los problemas como la deforestación, el sobrepastoreo y el cambio de uso de suelo. La presente investigación establecerá la predicción de cambio al año 2043, con el objetivo de estimar los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal durante los próximos 26 años.

Esta investigación se enmarca en el macroproyecto: Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira, Ecuador dirigido por el PhD James Rodríguez. A su vez, este estudio aporta al Plan Nacional de Desarrollo Toda una Vida 2017-2021, contribuyendo al Objetivo 3: Garantizar los derechos de la naturaleza para las actuales y futuras generaciones. Además, establecer programas de conservación para el manejo sustentable de las actividades productivas que permita controlar la contaminación de los ecosistemas, el patrimonio ambiental y la diversidad biológica del país.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar los cambios del paisaje boscoso en la cuenca media alta del río Mira durante el período 1991-2017 y su proyección de cambio al año 2050 con el fin de proponer estrategias de conservación.

1.3.2 Objetivos específicos

- Analizar los cambios de los patrones espaciales del paisaje boscoso en los años 1991, 2000, 2010 y 2017.
- Estimar la probabilidad de cambio de cobertura y uso de suelo para el año 2043.
- Proponer estrategias de conservación y protección del paisaje estudiado.

1.4 Pregunta(s) directriz (ces) de la investigación o hipótesis

¿Cuáles serán los cambios en los patrones espaciales del paisaje boscoso debido al cambio de uso de suelo?

¿Qué factores promueven la pérdida de cobertura vegetal?

¿Cuáles son las estrategias principales para la conservación y protección del paisaje boscoso?

CAPÍTULO II

REVISION DE LITERATURA

2.1 Marco teórico referencial

2.1.1 Paisaje

El paisaje es considerado como la categoría principal para la aplicación científica geográfica (Bocchetti, 2008). Sin embargo, a inicios del siglo XIX se desarrolló la conocida geografía clásica por Humboldt, en la cual se considera al paisaje como la unidad natural que integra todos los elementos naturales que ocupan un espacio determinado (Frolova, 2001).

La heterogeneidad del paisaje depende de la escala de estudio ya sea a nivel de individuo, población, comunidad y ecosistema para analizar los cambios de composición en el paisaje (Mínguez y Álvarez, 2006). Cabe mencionar, que en Ecuador entre los años 1986 y 1988 se demostró que la causa principal para la pérdida de paisaje son las actividades agrícolas ya que el suelo se erosiona y pierde sus propiedades físico-químicas (Winckell, Marocco, Winter, Pourrut y Sourdat, 1992).

2.1.2 Ecología del paisaje

La ecología de paisaje es la ciencia que permite la planificación a partir de unidades espaciales y temporales a diferentes escalas de análisis de los tipos de cobertura vegetal (Curtis y Macintosh, 1951). Además, interpreta la relación que existe entre la configuración, composición y la incidencia de las actividades humanas (Arroyo, Moreno y Galán, 2016). La ecología del paisaje analiza la interacción entre el patrón espacial y el proceso ecológico y de esto depende la heterogeneidad espacial o los cambios que se producen en el área. (Figura 1) (Wiens, 2002).

Los patrones espaciales permiten diferenciar la estructura y composición del espacio físico, además de evaluar el estado del paisaje a una escala temporal. Se divide en dos categorías:

- La composición del paisaje hace referencia a la proporción de los tipos de parches, matriz y los corredores, además, al número exacto de elementos existentes (Forman, 2014).
- La configuración representa la disposición y dimensión espacial entre los parches, tomando en cuenta sus características como la forma, el contraste y la conectividad entre parches (Tischendorf y Fahrig, 2000).

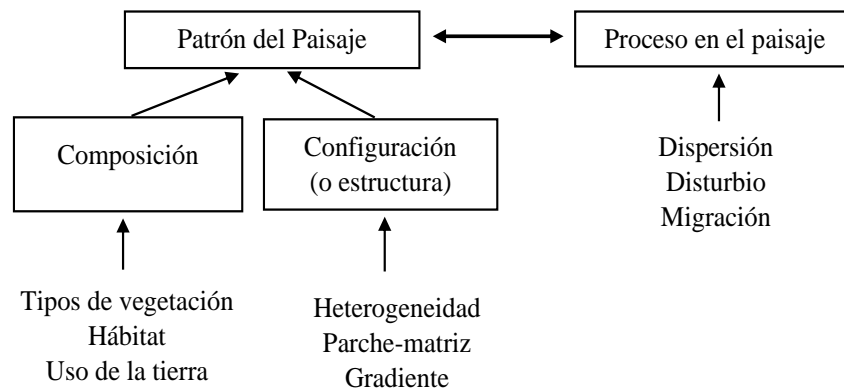


Figura 1. Componentes del paisaje y relación entre los mismos (Wiens, 2002).

El cambio en la configuración y composición del paisaje se origina por la intensidad de uso del suelo o por procesos antrópicos, que afecta de manera progresiva a flora, fauna y flujos de materia y energía (Laurance y Yensen, 1991). Además, los cambios en los patrones espaciales modifican los procesos ecológicos como la predación y parasitismo (Lindenmayer y Fischer, 2007).

2.1.2.1. Estructura espacial

El análisis de los patrones y procesos ecológicos en un paisaje requiere el conocimiento de su estructura, la cual corresponde a la disposición espacial de extensiones de terreno que son ambientalmente diferentes y se denominan parches (Forman y Godron, 1986). Un elemento básico en la estructura del paisaje es la matriz, considerada como el elemento predominante, ya que comprende la forma de los parches, su extensión, su número, su dinámica interna y la conexión que mantienen entre sí (Figura 2), además son las características más importantes para definir la estructura del paisaje (Forman, 1995).

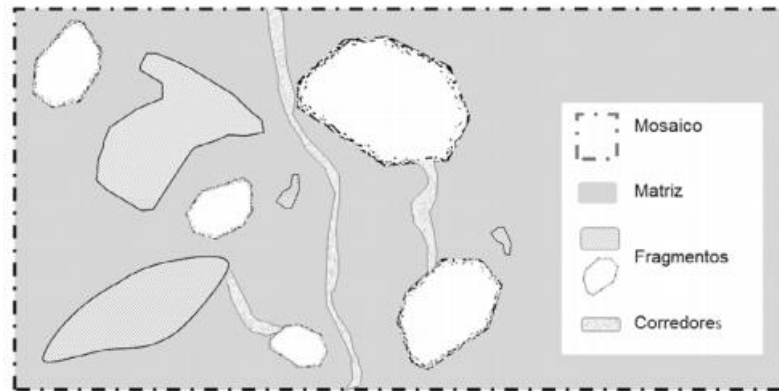


Figura 2. Elementos del paisaje en el marco de un modelo mosaico matriz parche corredor (Armenteras y Vargas, 2016).

Por otra parte, los corredores son fragmentos alargados que atraviesan la matriz, se encarga principalmente de proveer la conexión entre paisajes que se encuentran separados, además, permite el flujo de energía entre organismos y materia. Algunos autores diferencian el mosaico como el conjunto de parches y la red como el conjunto de corredores en un paisaje (Burel y Baudry, 2001).

2.1.3 Métricas del paisaje

Echeverría, et al., (2014) menciona que, las métricas de paisaje son usadas para el análisis del estado del paisaje y cómo las unidades y elementos están distribuidas en el espacio y tiempo. Para realizar la identificación de los patrones espaciales del paisaje está conformada por dos grupos:

- Índices de composición del paisaje: integra riqueza de parches, uniformidad de Shannon, densidad de parches e índice de diversidad de Shannon (Orozco, Cerón, Martínez y Ospina, 2015).
- Índices de Configuración, Posición y Orientación de los parches: utiliza métricas para evaluar el estado ecológico del paisaje, la deforestación y fragmentación. Entre las métricas que podemos encontrar esta: borde, área, forma, núcleo, conectividad, contagio, entremezclado, elongación, compacidad.

Para el análisis cuantificable del paisaje se ha incorporado temáticas del estudio de parches en forma, tamaño, distribución y corredores que permita conectividad funcional entre organismos (Armenteras y Vargas, 2016), en el que incluye factores de comportamiento, competencias e interacciones con especies (Tabeni, Spirito y Florencia, 2017).

2.1.4 Gestión integral de una cuenca hidrográfica

La gestión integral en las cuencas hidrográficas se refiere a la interacción que existe entre el medio físico y las actividades socioeconómicas en un territorio específico, es decir, elementos como el agua, aire, suelo, flora y fauna con el desarrollo económico y político. Son las acciones y estrategias que se ejecutan para minimizar impactos con el fin de promover el desarrollo social y mejorar la calidad de vida de los habitantes (Jiménez, 2011). La unidad básica para la gestión integral de las cuencas son las microcuencas que facilita el monitoreo ambiental y conocer las necesidades de la población de manera más profunda y detallada (Amezcuca, 2014).

2.1 5 Bosque nativo

Los bosques nativos a nivel mundial son considerados sistemas de dinámica y equilibrio que proporcionan servicios ambientales a la sociedad, también, es el albergue de especies y un ente regulador del clima (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007). Particularmente, en Ecuador se estima que en 1 km² de bosque húmedo tropical existe 1250 especies de plantas de 136 familias diferentes, además en el año de 1990 poseía 13.60 millones de ha de formaciones vegetales de las cuales 3.19 millones de ha son bosques de protección y 7.45 millones de ha son bosques de producción (Barrantes, Chaves y Vinueza, 2001).

El Bosque Nativo se caracteriza por mantener su estructura original (Pichon, 1997), sus raíces profundas permiten mayor retención de almacenamiento de agua, menor escorrentía superficial e infiltración. Además, provee servicios ecosistémicos como: evitar la erosión, salinización y riesgo de inundaciones, estabilización de pendientes, suministro de agua potable (FAO, 2013). También, los bosques

ribereños reducen el estrés térmico de las especies acuáticas conforme incrementa el calentamiento global.

En Ecuador el bosque nativo es un gran recurso para la explotación de madera, representando aproximadamente el 88% de estas áreas; a la vez, se han llevado a cabo programas de forestación y reforestación con plantaciones vegetales por el sector público y privado (Pichon, 1997).

2.1.6. Cambios de uso de suelo

La alteración ecológica ha generado crisis a nivel mundial por factores como el clima y el cambio de uso de suelo, que causa pérdidas masivas de biodiversidad y de servicios ecosistémicos indispensables para la población (Mena, Bilsborrow y Mcclain, 2006). Las dinámicas de cambio del uso de suelo son complejas y ocasionan transformaciones inesperadas en la estructura y funcionalidad del ambiente, y, en consecuencia, ponen en riesgo la sostenibilidad de generaciones futuras (Pichón, 1997).

Los impactos de la pérdida de hábitat y diversidad biológica representan un riesgo para la conservación de los ecosistemas (Feranec et al., 2000; Buendía y Terrazas, 2002). La fragmentación de bosques forestales está asociado a la colonización y extinción de las especies que infiere tanto en el aislamiento y el tamaño de los parches (Nájera y Cifuentes, 2010). Además, en los fragmentos antropogénicos interactúan especies exóticas con especies nativas por ende afecta el ensamblaje natural de los ecosistemas (White, Minotti, Barczac y Sifneos, 1997; Echeverría et al., 2014).

2.1.6.1 Fragmentación

La fragmentación es un proceso en el cual una gran extensión de hábitat es transformada en un número de parches más pequeños que se encuentran aislados entre sí por una matriz con propiedades diferentes a la del hábitat original (Frolova, 2001). La fragmentación es una de las principales causas de pérdida de

biodiversidad en el mundo, dando como resultado una reducción del tamaño, aumento de borde, mayor número de parches y la pérdida de conectividad. Por tal motivo, el incremento de la fragmentación de ecosistemas ha conllevado a la pérdida de la biodiversidad a nivel mundial, evitando la protección y conservación de especies (Tabarelli, Mantovani y Pérez, 1999). Uno de las zonas más abundantes y ricas en diversidad son los denominados hotspot, catalogados como regiones con prioridad mundial para la conservación por su alto grado de endemismo y fuerte impacto antrópico; cifras alarmantes señalan que más del 85% del hábitat original presente en los hotspot ha sido alterado (McIntyre y Hobbs, 1999).

Además, la fragmentación del hábitat es considerado como uno de los procesos antrópicas con más efecto devastadores sobre la biodiversidad y pérdida del hábitat (Valdez, Aguirre y Ángeles, 201). El paisaje es transformado a otro tipo de uso de suelo que causa alteración en los flujos naturales de materia y energía (Santos y Tellería, 2006). La pérdida de hábitat es la razón más importante de la extinción de especies en los últimos tiempos (Franco y Ordóñez, 2006), es decir, cuanto más pequeños son los fragmentos, mayor vulnerabilidad para las especies adaptarse a las condiciones ambientales adversas, que son más frecuentes en sus bordes que en el interior, y por tanto hay una mayor probabilidad de extinción (Magura, 2002).

2.1.6.2 Deforestación

La deforestación es la pérdida de bosques y selvas debido al impacto de actividades humanas o causas naturales (Mínguez y Álvarez, 2006). Uno de los principales problemas es la presión sobre los recursos naturales principalmente por las talas o quemadas realizadas por la industria maderera (Ludeke, Maggion y Reid, 1990). La agricultura, minería y ganadería deforesta los bosques, que causa alteración a la calidad de los suelos (Findell, Knutson y Milly, 2006). Sierra (2013) menciona que, Ecuador en el año de 1990 se registró la mayor cifra de deforestación anual neta de 1291.5 km² (Tabla 1).

Tabla 1. Cambios de cobertura de las formaciones forestales del Ecuador continental

Cobertura de Suelo	1990	2000	2008	Cambio Anual Promedio 1990-2000 Km2	Cambio Anual Promedio 2000-2008 Km2	Tasa Anual de Cambio 1990-2000 (%)	Tasa Anual de Cambio 2000-2008 (%)
Bosque	147358.5	134443.1	128411.7	-1291.5	-753.9	-0.88	0.56
Vegetación Arbustiva y Herbácea	25569.4	24639.2	24794.6	-93.0	19.4	-0.36	0.08
Agricultura y Ganadería	70763.9	83340.0	88199.4	1257.6	607.4	1.78	0.73
Plantación Forestal	267.9	583.8	555.6	31.6	-3.5	11.79	-0.60
Infraestructura	809.6	1186.3	1776.2	37.7	73.7	4.65	6.22
Otros	3587.8	4164.9	4619.7	57.7	56.9	1.61	1.37
Total	248357.2	248357.2	248357.2				

Sierra, 2013

2.1.7 Conservación y planificación

Según Levins (1969), la conservación del paisaje depende principalmente de la conectividad entre los parches de un ecosistema. Un indicador de fragmentación es el número de parches (Bocchetti, 2008). La planificación ambiental se realiza en base a técnicas o herramientas factibles para restablecer el uso de suelo sin afectar el entorno social y dinámica ambiental, y a la vez, asegura la conectividad ecológica y la preservación del patrimonio natural (Herrera y Díaz, 2013).

En la actualidad es clave la implementación de políticas para la conservación del paisaje ya que reduce la pérdida de biodiversidad y hábitats potenciales (Arroyo, Moreno y Galán, 2016). En cuanto a la planificación territorial, en varios países se ha declarado zonas de protección a espacios naturales con alto valor de endemismo y bellezas escénicas (Castelli, y Sapallasso, 2007).

2.2 Marco legal

Para el desarrollo o elaboración del proyecto es indispensable contar con una base legal que sustente el trabajo de investigación. La evaluación del paisaje de la subcuenca del río Mira está enmarcado a la Línea de Investigación Biotecnología, Energía y Recursos Naturales Renovables de la Universidad Técnica del Norte. El estado ecuatoriano tiene como normativa legal suprema la Constitución de la República del Ecuador aprobada en el 2008, con artículos que ayudan a preservar la sostenibilidad ambiental y el buen vivir. Dentro de la base legal se encuentra el título II capítulo segundo (Derechos del buen vivir) el cual menciona en el Art.- 14 y 15 el derecho a un ambiente sano y digno para satisfacer las necesidades de la población, conservando los ecosistemas y recuperando espacios naturales que ya han sido degradados.

El Ecuador se encarga de promover energías alternativas no contaminantes de bajo impacto que pueda atentar contra la salud humana, la soberanía alimentaria y los ecosistemas. De igual manera, en el Capítulo segundo (Biodiversidad y Recursos Naturales) Art.- 395 al 398 afirma que las comunidades tienen el derecho absoluto a beneficiarse del ambiente, sin embargo, las actividades que causen deterioro e impactos negativos a la naturaleza tienen la responsabilidad de restaurar. Además, el estado es el encargado de emitir medidas de precaución que no alteren el ecosistema y los ciclos naturales.

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas garantizará la conservación de los ecosistemas con el apoyo de las comunidades y de los recursos económicos del Estado, como se señala en los Art.- 405, 406 y 407, se prohíbe la extracción de los recursos naturales renovables, incluida la explotación forestal en bosques nublados, secos, tropicales, húmedos, como también en ecosistemas frágiles y amenazados.

El estado ecuatoriano ha sido participe de varios tratados internacionales para la creación de estrategias que permitan un buen manejo sustentable, la conservación de la biodiversidad, ecosistemas y la soberanía alimentaria. Uno de ellos es el Convenio de las Naciones Unidas sobre la Lucha contra la Desertificación que

inicio desde el 6 de septiembre de 1995, este busca mitigar los efectos contra la desertificación, la sequía de los suelos, degradación y restauración de suelo. De igual manera, una meta clara de esta investigación se enfoca en la pérdida de diversidad biológica por causa de actividades antrópicas. En los últimos años, para ello, el estado ecuatoriano forma parte del Convenio de Diversidad Biológica, en el cual el Art.- 8 promueve la rehabilitación y restauración de ecosistemas que han sido degradados, también se enfoca en controlar la introducción de especies exóticas que puedan alterar la dinámica del paisaje. Además, en junio del 2001 se realizó el primer foro de las Naciones Unidas sobre la protección y conservación del bosque a largo plazo.

Ecuador ha generado varios instrumentos legales que se enfocan en el uso y conservación del suelo, como es el caso del Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización aprobado el 16 de enero del 2015. El Art.- 135 menciona que los gobiernos descentralizados parroquiales son los encargados de preservar la biodiversidad y la protección del ambiente con ayuda de planes, programas y proyectos de manejo sustentable de los recursos naturales, para la recuperación de ecosistemas y suelos que ya han sido degradados por contaminación, desertificación y erosión. De tal forma, los proyectos de forestación con especies nativas y la educación ambiental son claves para la restauración de los ecosistemas (COOTAD, 2015).

El Código Orgánico del Ambiente fue publicado en el Registro Oficial Suplemento No. 938, el 12 de abril de 2017 y entró en vigencia el 13 de abril del 2018. Es una de las reformas que involucra el proyecto de investigación ya que en el Art.-94 prohíbe convertir el uso de suelo, principalmente de bosques naturales a usos agropecuarios en las Áreas de Patrimonio Forestal Nacional. Finalmente, en el capítulo V hace énfasis la conservación y el aprovechamiento racional de los recursos forestales y naturales (COA, 2013).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1 Descripción del área

3.1.1 Ubicación

La cuenca hidrográfica del río Mira está ubicada en las provincias Imbabura, Carchi y Esmeraldas al norte del Ecuador y su desembocadura se localiza al sur de Colombia (Figura 3), posee un rango altitudinal entre 750 y 4600 m s.n.m. (Pijal, 2017).

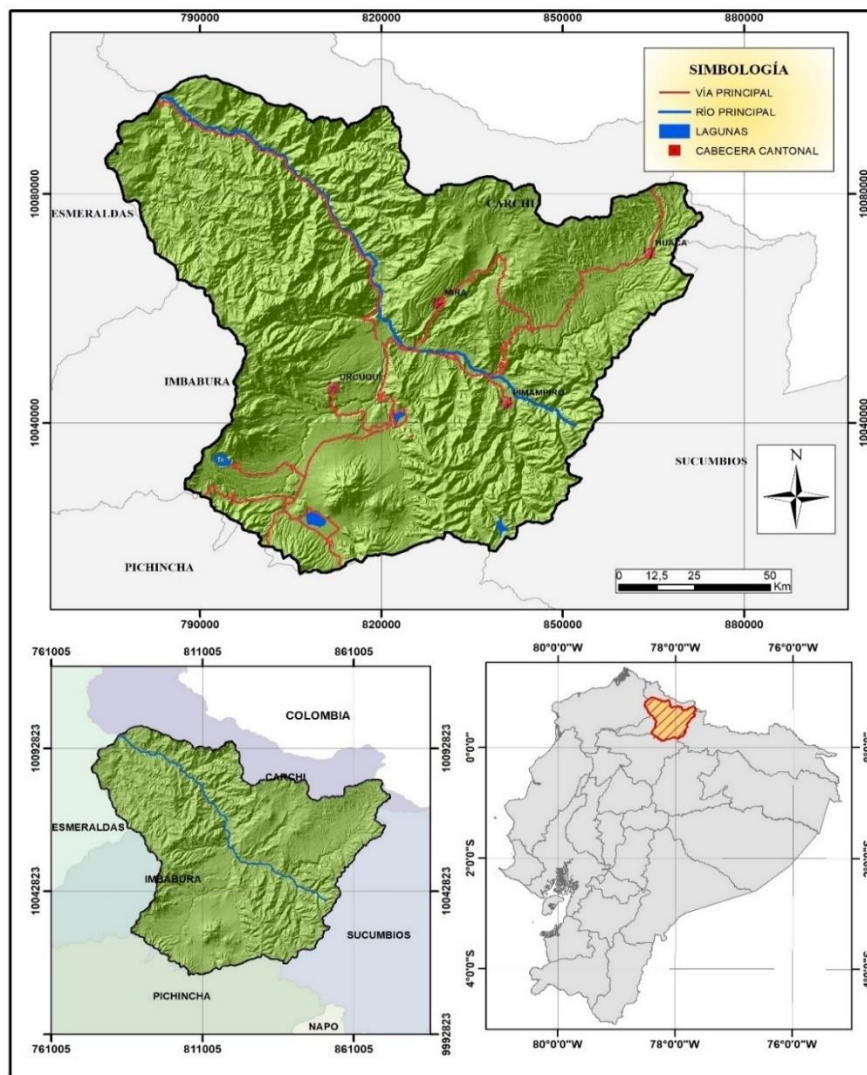


Figura 3. Ubicación del área de estudio.

Se encuentra delimitada, al norte por los ríos San Juan y Carchi, al sur la provincia de Pichincha, al oeste por la cordillera occidental y al este con la cordillera oriental (Altamirano, 2013). La cuenca hidrográfica del río Mira está delimitado por las siguientes coordenadas (Tabla 2):

Tabla 2. Coordenadas de ubicación del área de estudio

	X	Y	Z
Norte	818435	10093600	2604
Sur	806656	10014100	3923
Este	870928	10065600	3842
Oeste	780385	10076300	1529

La cuenca media alta del río Mira tiene una superficie de 498 314 ha y un perímetro de 377 418 m. Posee un caudal anual de 140.90 m³/año que varía según los meses de precipitación. Sin embargo, la subcuenca con mayor caudal anual es Mira medio con 43.89 m³/s y Mira bajo con 105.10 m³/s (INAMHI, 2005). Además, está conformado por subcuencas: río Blanco, Chinambí, Caliche, Verde, Apaqui, Mataqui, Ambi, Chota, Lita, Ángel, también está rodeado de lagos como San Pablo, Yahuarcocha y lagunas como Mojanda, Cuicocha y Puruhanta (Vilca, 2011). El más grande es la laguna de San Pablo, que se ubica en la ciudad de Otavalo, con una superficie de 6.1 km². Los lagos: Cuicocha, Puruhanta y Yaguarcocha tienen una superficie de 3.9 km², 2.7 km² y 2.3 km² respectivamente (INAMHI, 2010).

3.1.2 Suelos

La cuenca hidrográfica del río Mira posee suelos entisoles, inceptisoles, mollisoles, oxisoles e histosoles. Los inceptisoles se caracterizan principalmente por presentar escasas de materia orgánica por ser de origen volcánico y sedimentario, provienen de ambientes húmedos y en ocasiones de ambientes semihúmedos. Así mismo, los entisoles presentan baja fertilidad y pH ácido (Clastos volcánicos, areniscas) (Pijal, 2015). Los mollisoles son suelos de color oscuro, arcilloso, arenoso y limoso, ricos en bases y bien estructurados. Además, proviene de procesos como meteorización y condiciones de saturación de agua por raíces profundas. Los oxisoles son suelos propios de zonas tropicales cálidas y húmedas, proviene de procesos de meteorización y lavado muy intensa. Finalmente, los suelos histosoles son suelos

que contienen alta cantidad de materia orgánica y fragmento de tejido vegetal (Porta, López y Roquero, 2003).

3.1.3 Clima

La cuenca del río Mira posee una orografía variante que determina diferentes tipos de clima, lo que incide que en las partes más altas están los páramos y en las partes más bajas los bosques tropicales, de tal forma que la altitud determina el rango de precipitación y evapotranspiración durante periodos secos y lluviosos en el año. La cuenca del río Mira presenta una precipitación media anual que varía entre 600 y 3000 mm, en zonas bajas como el Chota 300 mm y en las estribaciones sobrepasa los 3100 mm (INAMHI, 2005; Altamirano, 2013).

3.1.4 Geología y geomorfología

El 59% de la cuenca del río Mira se extiende en el norte del país y el 41% en la cordillera occidental de los Andes, esto permite que posea una variedad de estribaciones, relieves, planicies. Está cubiertos localmente por una serie de lavas basálticas a andesíticas, volcanoclásticos, areniscas, conglomerados y lutitas depositadas (Coltorti y Ollier, 1999; INAMHI, 2005).

El sustrato de Imbabura está compuesto esencialmente de formaciones volcánicas con bloques de andesita caracterizados por abundantes fenocristales, mientras que en la parte baja de la cuenca, presenta capas sedimentarias de areniscas, lutitas y tobas cristalinas estratificadas en afloramientos. Al margen derecho de la cuenca del río Mira presenta lutitas deformadas en afloramientos, areniscas de grano fino e intercalaciones de calizas bioclásticas (Chulde, 2014; Andrade, Van Wyk y Robin, 2018).

La cuenca del río Mira posee características geomorfológicas diferentes que depende de la zona en la que se encuentre (Tabla 3). Además, está constituida por unidades geomorfológicas como: restos planos en la cordillera, meseta volcánica andesítica a riolítica, depósitos fluviales lacustres y volcánicos de la meseta de acumulación en la depresión interandina (Coltorti y Ollier, 1999).

Tabla 3. Características geomorfológicas de la cuenca del Río Mira

Tipos	Características
Zona interandina	Afloramiento litológico de origen volcánico.
Depresión Geomorfológica del Chota	Sedimentos aluviales.
Estribaciones de la cordillera occidental	Rocas volcánicas
Estratigrafía	Formación Machuchi Volcánicos del Angochahua Formación San Tadeo Formaciones geológicas: Pumamaqui Imbabura Cotacachi El Ángel Mangus Angochagua Mojanda Yanahurco

Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research, 2015

3.1.5 Zonas de vida

Ecuador posee 32 zonas de vida y formaciones vegetales desde glaciares volcánicos hasta bosques tropicales. Específicamente, la cuenca media alta del Río Mira posee 11 zonas de vida, entre los más relevantes están: páramo, bosques nublados, bosque montano alto, bosque montano bajo y bosque piemontano (Figura 4). Estas formaciones vegetales poseen funciones específicas como: la producción del caudal del recurso hídrico y protección de la erosión del suelo (Barrantes, Chávez y Vinuesa, 2001; Endara, 2018).

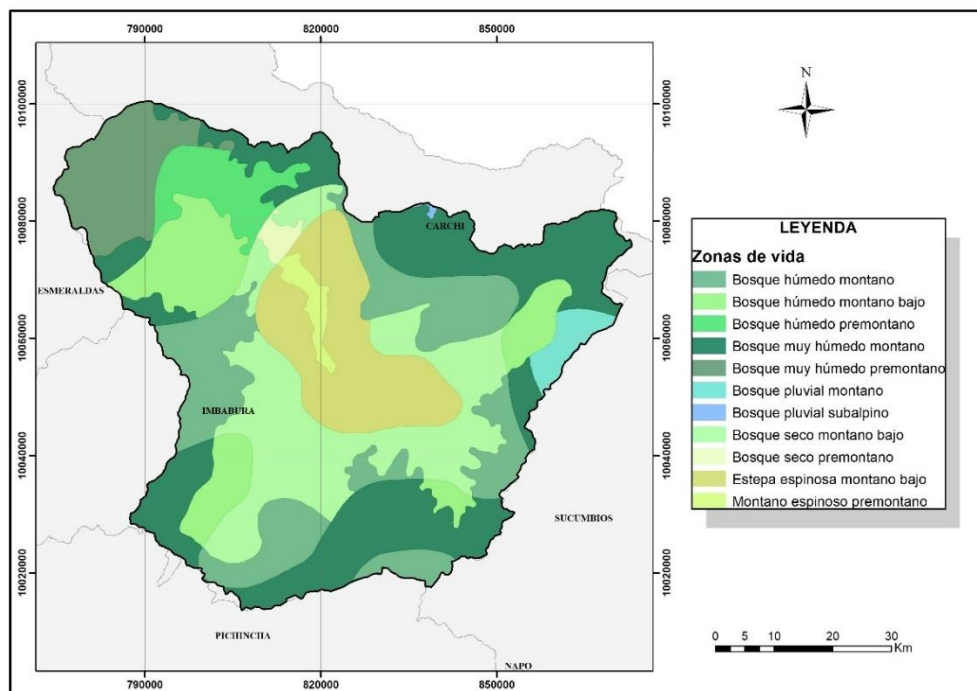


Figura 4. Zonas de vida del área de estudio.

El páramo tiene características únicas a comparación de otros ecosistemas, ya que tiene la capacidad de alta infiltración y almacenamiento de agua, clima frío y húmedo, lluvias constantes y mínima absorción de agua por las plantas (Crespo, 2009). Este se encuentra a una altitud de 3600 a 4500 m s.n.m. que se caracteriza por tener alrededor de 5000 especies de plantas entre las principales son pajonales, almohadillas, polylepis y frailejones, de las cuales el 60% son endémicas. Además, almacena 40% de carbono orgánico. Este tipo de vegetación se adapta a diferentes condiciones fisicoquímicas y climáticas, como la baja presión atmosférica, la intensa radiación ultravioleta y los efectos de secado del viento (Buytaert et al., 2006). Sin embargo, el páramo se ha visto afectado por la expansión agrícola como la introducción de cultivos y plantaciones de *Pinus patula* y *Pinus radiata*, este último disminuye el 50% de rendimiento de agua y reducción de caudales bajos (Buytaert, 2007 y Crespo, 2009).

El bosque nublado está entre los 1800 y 3000 m s.n.m. con vegetación dominada por líquenes, orquídeas, epífitas, helechos y bromelias, entre las familias más dominantes se encuentra; Lauraceae, Rubiaceae, Podocarpaceae y

Melastomataceae y especies; *Tillandsia* y *Guzmania* (Aquino et al, 2014; Vasco, 2015; Endara, 2018). Además, posee árboles emergentes de 18 a 20 m (León, 2008). Los bosques nublados tienen la capacidad de almacenar grandes cantidades de agua por la neblina, por ende, genera menor transpiración (FAO, 2013). El bosque nublado presenta un alto endemismo de especies de flora y fauna a pesar de que ocupa el 2.5% de los bosques tropicales del mundo. Además, genera equilibrio de los caudales de las vertientes. La fauna de los bosques nublados incluye especies como *Tremarctos ornatus*, *Tapirus pinchaque*, *Alouatta seniculus*, *Mazama rufina* (León, 2008). Posee una temperatura media anual de 12°-18° C y precipitaciones de 1077 m (Baquero et al., 2004).

El bosque montano alto está ubicado entre los 2900 y 3300 m s.n.m. entre la ceja andina y el páramo. Este ocupa el 4% del territorio nacional y posee vegetación como epifitas y musgo en la corteza de las especies forestales, entre las especies dominantes se encuentra *Freziera verrucosa*, *Freziera canescens*, *Croton elegans*, *Polylepis sp* y *Espeletia pycnophylla Cuatrec* (Baquero et al., 2004), sin embargo, este ecosistema se encuentra aislado en fragmentos por causas naturales y antrópicas (MAE, 2015). Por otra parte, el bosque montano alto tiene gran cantidad de agua, ya que posee un rendimiento hídrico del 57% por efectos de altos niveles de condensación y nubosidad, además, regula el microclima y evita la degradación del suelo (Cerón, 2013).

El bosque montano bajo se ubica entre 1300 y 1800 m s.n.m. presenta selva siempre verde con árboles que se extienden de 30 a 40 m de altitud. Son catalogados como ecosistemas húmedos con gran diversidad de epifitas en sus ramas y troncos como: musgos, orquídeas, helechos y bromelias (Holdridge, 1987). En el estrato bajo del bosque están presentes una gran cantidad de heliconias, en su mayoría la *Heliconia impúdica* que son utilizadas ornamentalmente y sirven como fuente de alimento para los colibríes. La preservación de este ecosistema depende del uso adecuado de los recursos, ya que estos bosques son utilizados para la extracción de madera y la apertura de pastizales para la crianza de ganado vacuno (Baquero et al., 2004).

Finalmente, el bosque Piemontano se encuentra entre altitudes de 600 a 800 m s.n.m. y se caracteriza por tener árboles de más de 30 m de altura. Los bosques piemontanos, se caracterizan por presentar áreas con menor pendiente, en la que predominan especies como sangre de drago, higuierón, y cedro (Gentry, 1988). Presenta abundantes epífitas, trepadoras y un estrato bajo herbáceo denso con abundantes cartuchos y helechos (Endara, 2018). Para la conservación de este tipo de ecosistema es necesario evitar la extracción de los árboles maderables con la implementación de programas de reforestación, además realizar la zonificación adecuada para la apertura de pastizales (Valencia, Cerón, Palacios y Sierra, 1999).

3.1.6 Hidrología

La cuenca del río Mira posee una orografía variante que determina la temperatura del aire, en las partes bajas la temperatura máxima es de aproximadamente 25.8°C y en las partes altas la temperatura mínima oscila entre 4.6°C. La escorrentía natural de la parte alta del Mira en Carchi está entre 600-800 mm/año, de la misma manera en la parte baja presenta un valor de 3000 a 3500 mm/año (Fierro, 2019).

Específicamente, la subcuenca con escorrentía más alta es Mira bajo con 5 155.8 mm y Lita A.J Mira con 2 123.5 mm, por lo cual, la escorrentía más baja corresponde al Ambi con 257.3 mm. Los caudales medios anuales de las subcuencas del río Mira es variable y depende de la temporada anual de precipitación pluvial, este aumenta en los meses de abril y mayo (Kirchner, 2003). Además, las subcuencas con mayor caudal anual son Mira medio con 43.88 m³/s y Lita A.J Mira con 31.27 m³/s (INAMHI, 2010). En ciertos sitios el agua se caracteriza por ser de tipo turbia y esto se debe al arrastre de sedimentos. Además, cuenta con 4 lagos que abarcan una superficie mayor a los 0,4 km².

3.2 Métodos

El trabajo de investigación se realizó en la cuenca media-alta del río Mira, el cual consistió en la elaboración de mapas temáticos de uso de suelo y cobertura vegetal del periodo 1991-2017, la clasificación se utilizó para obtener los índices y métricas del paisaje. Posteriormente se realizó la proyección al año 2043, a través del método cadenas de Markov y finalmente a partir de la información obtenida se elaboró las estrategias de conservación.

El Diseño de la investigación es no experimental, longitudinal y se divide en las siguientes fases:

3.2.1 Cambios de los patrones espaciales del paisaje boscoso en el período 1991 y 2017

3.2.1.1 Obtención de imágenes satelitales

Para la interpretación de los patrones espaciales del paisaje se generó mapas temáticos a partir de imágenes satelitales Landsat con una resolución de 30x30m correspondiente a los años 1991, 2000, 2010 y 2017. Para el año de 1991 a 1999 se utilizó el sensor Landsat 4-5TMC1 Level-1, de 1999 a 2013 el sensor Landsat 7 ETM+C1 Level-1 y para los años de 2013 al 2019 Landsat 8 OLI/TTIRS C1 Level-1 (Tabla 4), que se encuentran disponibles en el Geoportal del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Sin embargo, debido a las condiciones climáticas del área de estudio, las imágenes presentaron un porcentaje máximo de 30% de nubosidad. Posteriormente, para realizar los mapas temáticos de uso del suelo y cobertura vegetal, se usó la técnica de clasificación supervisada de las imágenes aplicando el software ArcGIS 10.4 (Chuvieco, 1995).

A continuación, se detalla las imágenes satelitales, los sensores y las bandas que fueron utilizados para el desarrollo:

Tabla 4. Banda, sensor y resolución del satélite Landsat 4-5-7-8

	BANDA	SENSOR	RANGO	RESOLUCIÓN
Landsat 4	4		0.5 – 0.6	82
	5		0.6 – 0.7	82
	6	MSS	0.7 – 0.8	82
	7		0.8 – 11	82
Landsat 5	1		0.45 – 0.52	30
	2		0.52 – 0.60	30
	3		0.63 – 0.69	30
	4	TM	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	6		10.4 – 12.5	60
	7	ETM	2.08 – 2.35	30
	8		0.50 – 0.90	15
Landsat 8	1		0.435 – 0.451	30
	2		0.452 – 0.512	30
	3		0.533 – 0.590	30
	4		0.636 – 0.673	30
	5	OLI	0.851 – 0.879	30
	6		1.566 – 1.651	30
	7		2.107 – 2.294	30
	8		0.503 – 0.676	15
	9		1.363 – 1.384	30
	10		10.60 – 11.19	100
	11	TIRS	11.50 – 12.51	100

Labrador, Évora y Arbelo, 2012

3.2.1.2 Pre-procesamiento de imágenes

Para la generación de mapas temáticos primero, se corrigió las imágenes de forma geométrica, atmosférica y topográfica. Para la corrección geométrica se utilizó el sistema de proyección WGS 1984 UTM zona 17S. La corrección radiométrica y atmosférica consistió en mejorar la imagen, eliminando la interferencia atmosférica como por ejemplo partículas de polvo y vapor de agua (Alparslan, Coskun y Alganci, 2009). Además, se disminuyó efectos atmosféricos como la degradación del sensor, distancia entre la tierra, el sol y el ángulo de incidencia, con el fin de aumentar la calidad de las imágenes (Fuentes, 2015).

En cuanto a la corrección topográfica se realizó la eliminación de sombras de zonas montañosas en bosques, utilizando el método propuesto por (Teillet, Guindon y Goodenough, 1982), que consiste en eliminar las variaciones topográficas mediante algoritmos, que se basan en un modelo matemático de iluminación incidente. Este proceso se realizó en el software ENVI (Fuentes, 2015).

3.2.1.3 Clasificación de imágenes

Para la obtención de los tipos de cobertura y uso de suelo (Tabla 5), se utilizó el método de clasificación supervisada en el software ArcGis 10.4, a través de la selección de áreas de entrenamiento. Este método de clasificación consiste en la delimitación de áreas o polígonos de entrenamiento denominado sitios de entrenamiento (Alparslan, Coskun y Alganci, 2009).

Tabla 5. Tipos de cobertura vegetal de la cuenca media alta del río Mira

ID	Coberturas
1	Bosque
2	Páramo
3	Cultivos/Pastos
4	Matorral seco montano
5	Bosque seco espinoso
6	Cuerpos de agua
7	Zona urbana
8	Área sin vegetación
9	Infraestructura agrícola
10	Vegetación arbustiva

3.2.1.4 Validación

Para validar la clasificación supervisada se exportó coordenadas en el visualizador Google Earth con polígonos de uso y cobertura vegetal de fácil interpretación. Posteriormente, la comparación entre la clasificación y el uso de cobertura real entre las clases que se identificó en el área de estudio, se establece un diagrama de contingencia que indica el número de píxeles y hectáreas entre la realidad y el mapa, de tal forma que los espacios variables sobrantes indican errores de asignación (Tabla 6). Los niveles de fiabilidad corresponden a lo siguiente: errores de omisión,

errores de comisión, exactitud del usuario y exactitud del productor (Chuvieco, 2008).

Tabla 6. Matriz de contingencia

	Bosque nativo	Pastizal	Áreas agrícolas	Cuerpo de agua	Zonas urbanas	Erial	Zonas sin información	Total	Exactitud Usuario	Error Comisión
Bosque nativo	X_{11}	X_{21}	X_{31}	X_{41}	X_{51}	X_{61}	X_{71}	X_{1+}	X_{11}/X_{1+}	$1-X_{11}/X_{1+}$
Pastizales	X_{12}	X_{22}	X_{32}	X_{42}	X_{52}	X_{62}	X_{72}	X_{2+}	X_{22}/X_{2+}	$1-X_{22}/X_{2+}$
Áreas agrícolas	X_{13}	X_{23}	X_{33}	X_{43}	X_{53}	X_{63}	X_{73}	X_{3+}	X_{33}/X_{3+}	$1-X_{33}/X_{3+}$
Cuerpo de agua	X_{14}	X_{24}	X_{34}	X_{44}	X_{54}	X_{64}	X_{74}	X_{4+}	X_{44}/X_{4+}	$1-X_{44}/X_{4+}$
Zonas urbanas	X_{15}	X_{25}	X_{35}	X_{45}	X_{55}	X_{65}	X_{75}	X_{5+}	X_{55}/X_{5+}	$1-X_{55}/X_{5+}$
Erial	X_{16}	X_{26}	X_{36}	X_{46}	X_{56}	X_{66}	X_{76}	X_{6+}	X_{66}/X_{6+}	$1-X_{66}/X_{6+}$
Zonas sin información	X_{17}	X_{27}	X_{37}	X_{47}	X_{57}	X_{67}	X_{77}	X_{7+}	X_{77}/X_{7+}	$1-X_{77}/X_{7+}$
Total	X_{+1}	X_{+2}	X_{+3}	X_{+4}	X_{+5}	X_{+6}	X_{+7}	$\sum X_{ij}$		
Exactitud Productor	X_{11}/X_{+1}	X_{22}/X_{+2}	X_{33}/X_{+3}	X_{44}/X_{+4}	X_{55}/X_{+5}	X_{66}/X_{+6}	X_{77}/X_{+7}			
Error omision	$1-X_{11}/X_{+1}$	$1-X_{22}/X_{+2}$	$1-X_{33}/X_{+3}$	$1-X_{44}/X_{+4}$	$1-X_{55}/X_{+5}$	$1-X_{66}/X_{+6}$	$1-X_{77}/X_{+7}$			

Chuvieco, 2008

3.2.1.5 Coeficiente Kappa

El valor kappa de Hudson determinó si la clasificación se acerca o se aleja del valor esperado de la exactitud a la que se obtiene de una asignación aleatoria, por lo tanto, valores cercanos al cero indica un acuerdo al azar, mientras que el uno indica la veracidad entre el mapa y la realidad (Tabla 7). Además, la clasificación de las imágenes disminuye el nivel de error en la asignación de clases (Chuvieco, 2008).

$$K = \frac{N \sum X_{ii} - N \sum X_{i+} X_{+i}}{N^2 - \sum X_{i+} X_{+i}}$$

X_{ii} : Número de observaciones en el elemento de la fila i y columna i

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

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

N : Número total de observaciones incluidas en la matriz

A continuación, se detalla la fuerza de concordancia del valor Kappa entre el mapa y la realidad.

Tabla 7. Fuerza de Concordancia

Valor de k	Fuerza de la concordancia
0.20	Pobre
0.21-0.40	Débil
0.41-0.60	Moderado
0.60-0.80	Bueno

Chuvieco, 2008

Para mejor comprensión se realizó un flujograma (Figura 5), con todos los pasos específicos que se necesitan para el proceso de corrección de imágenes, clasificación supervisada y validación.

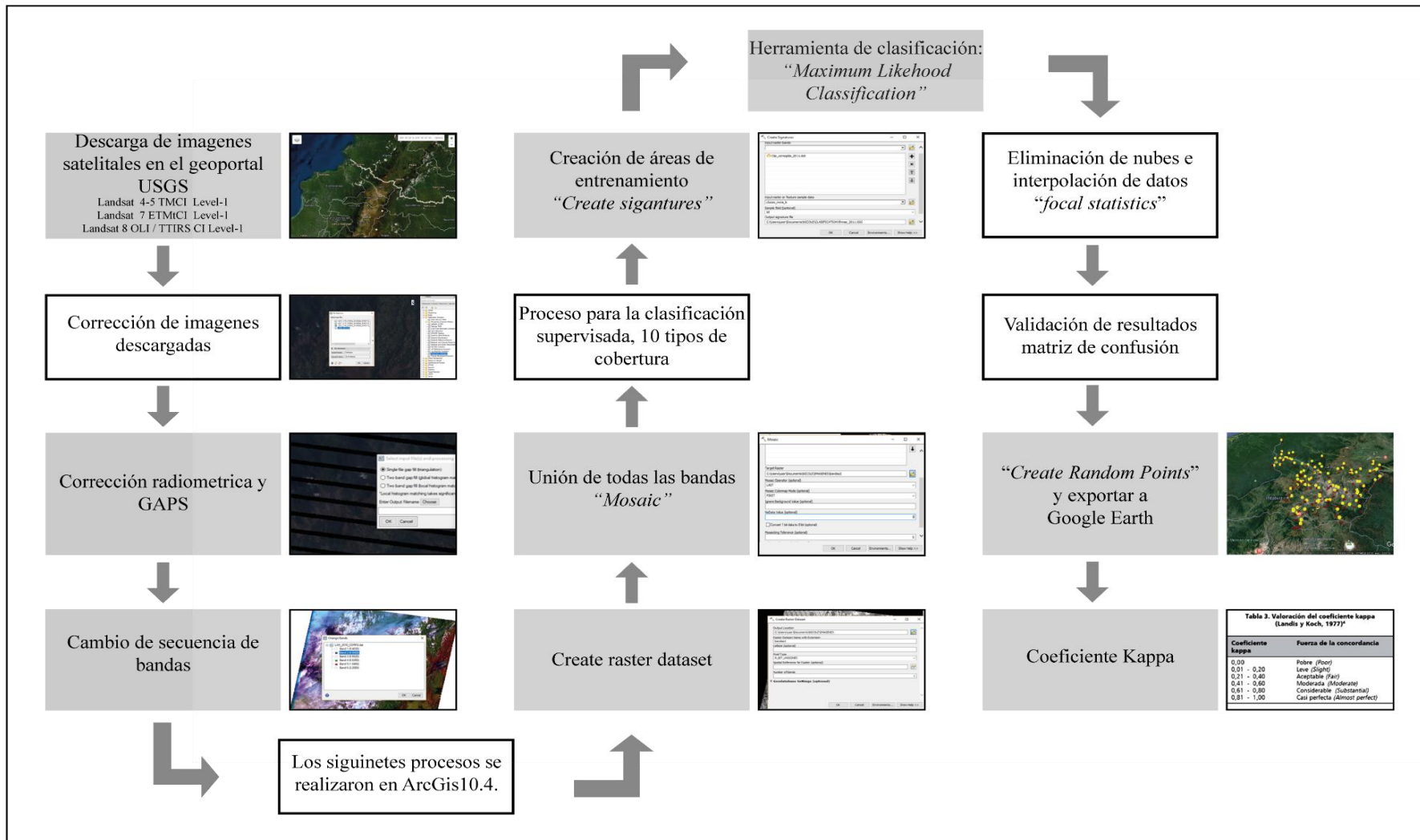


Figura 5. Flujoograma del proceso de corrección de imágenes, clasificación supervisada y validación.

3.2.1.6 Análisis de los patrones espaciales

Con los resultados de las métricas para cada año se realizó el análisis multitemporal de los cambios del paisaje (Ramezani, Holm, Allard y Ståhl, 2013). Entre ellas están: área total, largo de parches, densidad, número de parches, proximidad, agregación y adyacencia (Tabla 8).

Tabla 8. Métricas del paisaje FRAGSTATS versión 4.2

Área Total (CA)	
$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$	<p>Superficie en ha. Esta métrica define la distribución del tamaño del parche, se puede obtener a partir de la media, mediana y varianza.</p> <ul style="list-style-type: none"> • $CA > 0$, sin límite • a_{ij}: área (m^2) del parche ij.
Densidad de parches (PD)	
$PD = \frac{n_i}{A} (10000) (100)$	<p>Números de parches en 100 ha. Es una función de número de parches, área total del paisaje y la variabilidad del tamaño del parche.</p> <ul style="list-style-type: none"> • n_i: Número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i. • A: Área total del paisaje. • $PD > 0$, limitado por el tamaño de la celda.
Número de parches (Np)	
$Np = n_i$	<p>Número de parches por unidad de área del tipo de parche correspondiente. Esta representa la fragmentación del tipo de parche.</p> <ul style="list-style-type: none"> • n_i: número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i.
Índice de agregación (Ai)	
$Ai = \left(\frac{g_{ii}}{\max g_{ii}} \right) (100)$	<p>Porcentaje de agrupación de tipos de parche, esta correlacionada con la dispersión (distribución espacial del parche) e interspersión (mezcla espacial de diferentes tipos de parche). Este índice es igual al número de adyacencias similares que involucran a la clase correspondiente, dividido por el número máximo posible de adyacencias, que se logra cuando la clase se agrupa al máximo en un solo parche compacto; multiplicado por 100.</p> <ul style="list-style-type: none"> • g_{ii}: número de adyacencias similares (uniones) entre píxeles de tipo de parche (clase). • $\max g_{ii}$: número máximo de adyacencias similares (uniones) entre píxeles de tipo de parche (clase) i

Porcentaje de adyacencias similares (PLANDJ)

Longitud del borde entre el bosque secundario y los otros tipos de cobertura en kilómetros. Considera todos los tipos de parches presentes en una imagen, incluidos los presentes en el borde del paisaje.

$$PLANDJ = \left(\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) (100)$$

- g_{ii} : número de adyacencias similares (uniones) entre píxeles de tipo de parche (clase) i basado en el método de doble conteo.
- g_{ik} : número de adyacencias (uniones) entre píxeles de tipos de parches (clases) i y k según el método de doble conteo.

Índice del parche más grande (LPI)

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$$

Porcentaje del paisaje comprendido por el parche más grande, es igual al área (m^2) dividido para el área total del paisaje (m^2), multiplicado por 100.

- a_{ij} : área (m^2) del parche ij .
- A : área total del paisaje (m^2)

Distancia vecina eucladiana (ENN)

$$ENN = h_{ij}$$

h_{ij} : Distancia al parche vecino más cercano del mismo tipo, basado en la distancia más corta de borde a borde.

Total de borde (TE)

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

El borde total corresponde medida absoluta de la longitud total del borde de un tipo de parche, es decir el diámetro de cada fragmento.

e_{ik} : longitud total (m) del borde en el paisaje que involucra el tipo de parche (clase) i ; incluye límites de paisaje y segmentos de fondo que involucran tipo de parche

McGarigal, Cushman & Neel, 2004

Con los mapas temáticos obtenidos, se evaluaron las métricas del paisaje para cada año de estudio: 1991, 2000, 2010 y 2017 a través del software FRAGSTATS (Figura 6).

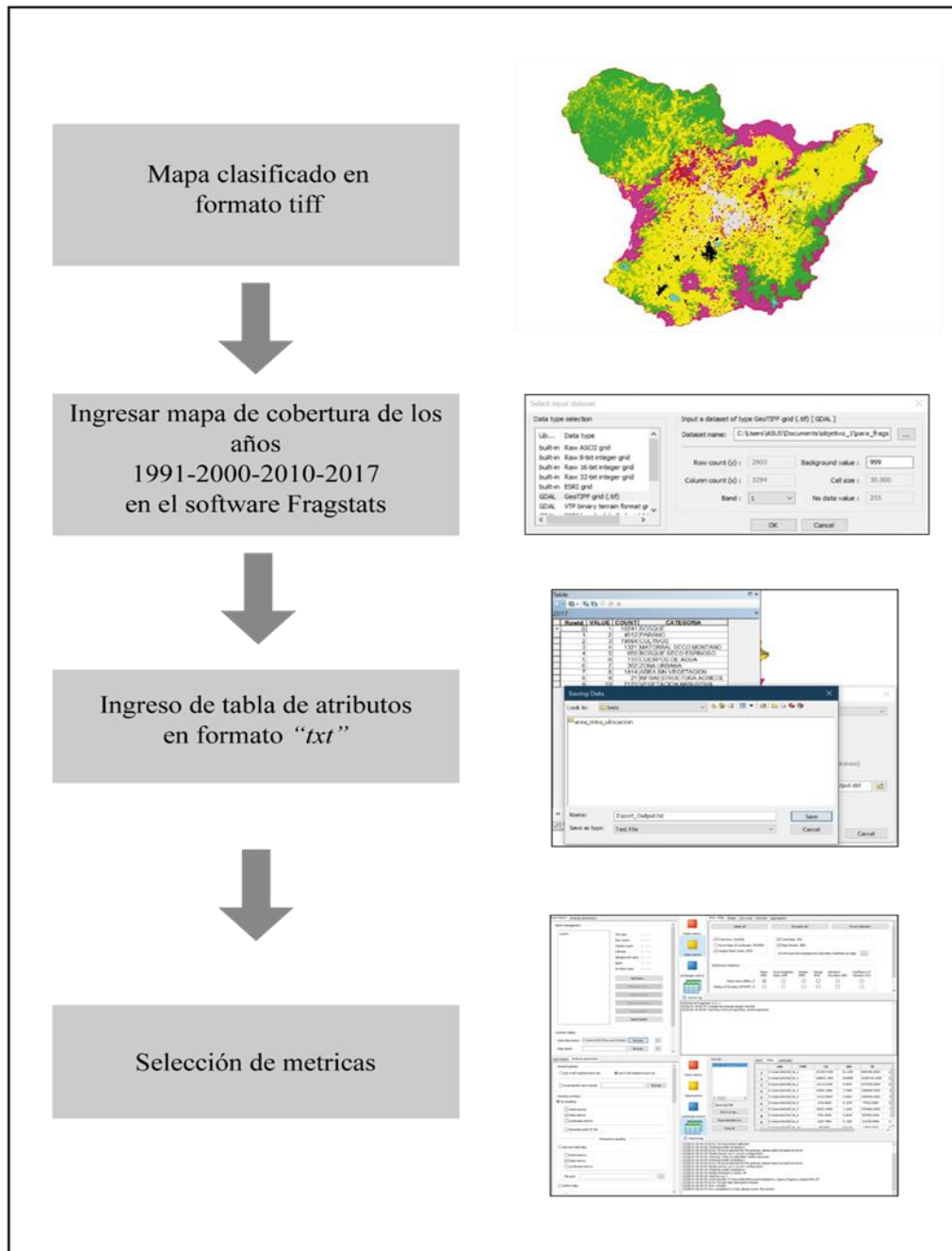


Figura 6. Flujo para obtener métricas del paisaje, a partir de los mapas de cobertura vegetal y uso de suelo.

3.2.1.7 Matriz de transición

Para el análisis más detallado, se generó la matriz de transición que interpreta el aumento o disminución de las coberturas vegetales entre el periodo 1991-2017 de tal forma que se determinó los cambios del uso de suelo que indica la reducción progresiva y fragmentación del paisaje (Echeverría, Bolados, Rodríguez, Aguayo y Premoli, 2014).

3.2.2 Estimación de la probabilidad de cambio de cobertura y uso de suelo para el año 2043

Limitaciones metodológicas del modelo de Markov

A continuación, se detalla la explicación de la simulación de cambio al año 2043. El modelo predictivo al año 2050 tuvo errores de precisión en la distribución de las categorías de uso de suelo y cobertura vegetal en el raster proyectado, ya que Markov es un método estocástico y probabilístico que calcula la transición de cambio de acuerdo al estado actual y depende del estado anterior. Además, simula la predicción a partir de dos estados precedentes t_0 y t_{-1} (Rosati, 2011), es decir, realiza el análisis multitemporal de la dinámica interna del sistema en este caso el cambio de uso de suelo del periodo de 1991-2017 ajustada a la dinámica real de los paisajes. La ecuación de probabilidad es la siguiente:

$$\sum_{j \in E} p_{ij} = 1, p_{ij} \geq 0$$

Donde, i es la clasificación inicial 1991 y j la clasificación 2017. Por lo tanto, la probabilidad en el estado de i y t deberá encontrarse en el t_{n+} (2043). El método es independiente del tiempo, sin embargo, para que los resultados tengan mayor exactitud, la probabilidad de que un pixel asuma otra categoría, depende del periodo anterior ya que el intervalo de tiempo previo, es indispensable para el análisis estocástico al año 2043. Como menciona Jiménez (2019, p.113):

Un proceso estocástico (X) tiene la propiedad markoviana si la condicional de cualquier evento futuro t_1 es independiente del evento pasado, sólo depende del estado actual del proceso.

Esto explica que el posible estado es finito. La probabilidad de que el proceso pase del estado i al estado j (p_{ij}) depende únicamente del estado actual es decir el intervalo de tiempo de 26 años entre el periodo de 1991-2017.

Una propiedad de Markov, son las probabilidades de transición. Una probabilidad de transición entre el intervalo de tiempo inicial de un sistema, conduce al mismo instante de tiempo, por lo tanto, la probabilidad condicionada de situarse en un estado determinado, depende del tiempo anterior. De esta forma, a partir de la cuantificación de las probabilidades de transición de las coberturas actuales, puede componer una matriz de transición para la proyección a futuro, por lo cual el modelo avanza en determinados tiempos fijos. También, las probabilidades de transición son constantes en el tiempo con un límite del número de periodos transcurridos anteriormente. Además, la proyección con el método de Markov limita la existencia de nuevas coberturas de uso de suelo y a la vez que se elimine uno de ellos por lo tanto no es compatible con la dinámica temporal de los paisajes (Paegelow, Camacho y Menor, 2003).

3.2.2.1 Cadenas de Markov

Para la proyección al año 2043 se utilizó el módulo cadenas de Markov en el software Idrisi Selva 17.0 (Chuvieco, 2008), que consiste en una secuencia de valores aleatorios en la cual, las coberturas de uso de suelo proyectado a un intervalo de tiempo determinado, depende de los pixeles y valores anteriores, esto indica que la probabilidad de cambio necesita del estado actual de uso de suelo (Pérez, Valdez, Moreno, Gonzales y Valdez, 2011; Mohamed y Worku, 2019). A continuación, se indica el modelo matemático de Markov:

$$\begin{bmatrix} P_{11} & \dots & P_{1n} \\ P_{n1} & \dots & P_{nn} \end{bmatrix} P_{ij} \geq 0, \sum_{j=1}^n P_{ij} = 1, i=1, \dots, n$$

El módulo de Markov utilizó los mapas temáticos de cobertura y uso de suelo de diferentes periodos 1991, 2000 y 2017 (imagen de referencia) clasificados previamente en ArcGis 10.4, que fueron usados para desarrollar los escenarios a futuro de usos de suelo 2017 (imagen de comparación) y 2043, en el cual se especificó el número de periodos entre la primera y segunda imagen y el periodo a

proyectar a partir de la segunda imagen (Figura 7). Los mapas de uso de suelo deben tener al menos una precisión del 85%. El resultado generó una matriz de probabilidad de transición, áreas de transición y un conjunto de imágenes de probabilidad condicional, además se asignó un error proporcional del 15% (Paegelow, Camacho y Menor, 2003; Eastman, 2012).

El mapa proyectado al año 2017 sirvió para validar el método, entre la imagen de comparación y la imagen de referencia que anteriormente se realizó la clasificación supervisada (Hurtado, 2014).

- Matriz de probabilidad de transición: Esta matriz indica la tasa de conversión de que el pixel de una clase cambie a otra clase en un intervalo de tiempo.
- Matriz de áreas de transición: Esta expresa el área total de las celdas dada la proyección.
- Imágenes de probabilidad condicional: Este genera un mapa para cada tipo de categorías (t_1) con valores de intervalo de 0-1, en el cual los pixeles contienen el valor de probabilidad condicional de cambio a futuro (t_0).

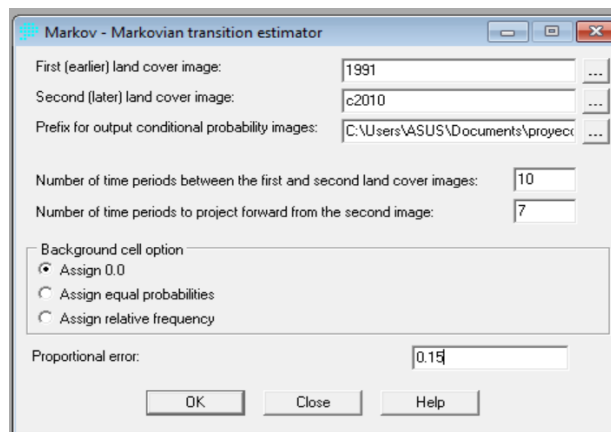


Figura 7. Módulo de Markov con las coberturas de mapas temáticos.

3.2.2.2 Enfoque de autómatas celulares

Una vez que se obtuvo la matriz de áreas de transición con el módulo de Markov para el año 2017, se procedió a la realización en el módulo autómatas celulares que consiste en la combinación de Markov y CA (autómatas celulares). Según Buzai (2005, p.6):

Cada pixel puede asumir un determinado estado (vacío, ocupado) dentro del conjunto de posibilidades (determinados usos de suelo) y un proceso iterativo que determina los resultados temporales de acuerdo a las reglas de transición.

Además, este método considera la intensidad de interacción de la célula entre las diferentes situaciones, en la cual este disminuye con el aumento de la distancia entre las células y la extensión de la zona que abarca la proximidad (Mohamed y Worku, 2019).

En el módulo de CA_Markov, primero se ingresó la imagen base para la proyección, segundo se colocó las áreas de transición que se obtuvo anteriormente en el módulo de Markov, tercero, se ingresó el grupo de imágenes en formato (. rgf) y finalmente el número de iteraciones correspondiente a los años que se proyectó a partir de la imagen de referencia: mapa de 1991-2000 para la proyección al 2017 y 1991- 2017 para la proyección al año 2043 (Figura 8) (Hurtado, 2014).

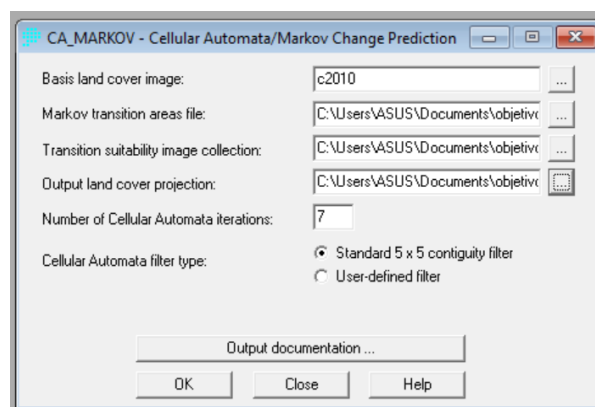


Figura 8. Módulo de cadenas celular autómatas.

3.2.2.3 Criterios y variables para escenario de uso de suelo al 2043

Para obtener un modelo de proyección más preciso, se ingresó criterios múltiples de factores que impulsan la dinámica del cambio de uso de suelo. Las variables usadas fueron: el modelo de elevación (DEM), vías principales, zona urbana y pendiente, además la distancia eucladiana de zona urbana y vías principales (Figura 9). Estas variables se tomaron del año 2017 por ser las más actuales. Los factores de idoneidad corresponden a la distancia entre vías y poblados y los factores de restricción corresponde a elevación y pendiente (Prieto, 2015).

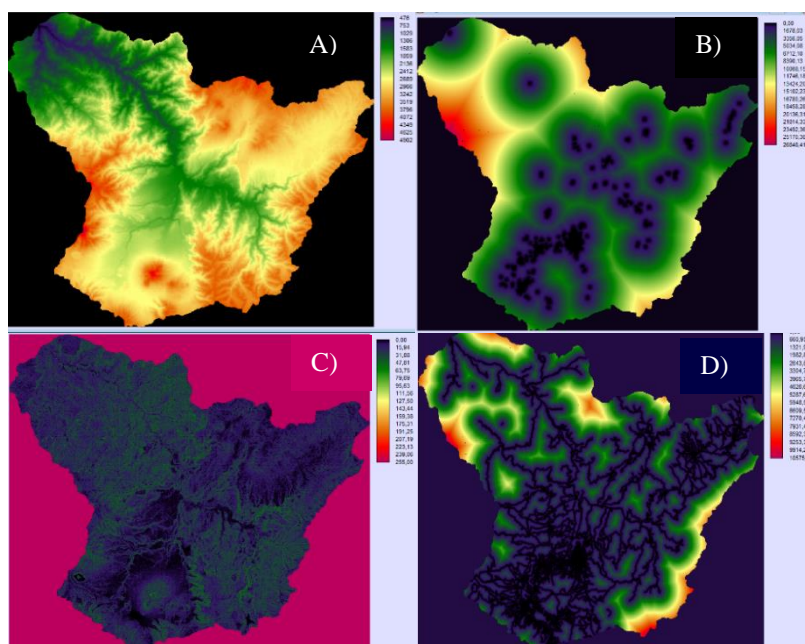


Figura 9. Parámetros para la predicción de cambio: (A) Modelo digital de elevación, (B) distancia eucladiana de zona urbana, (C) slope y (D) distancia eucladiana de vías principales.

3.2.2.4 Validación

El proceso de validación consistió en la proyección del mapa de uso de cobertura del 2017 para comparar con el mapa real, esto permitió hacer una verificación del método empleado para cada clase de cobertura. Comparar el mapa real que representa el “t” y el mapa simulado que representa el “t₁”, de esta manera permite estimar la igualdad y similitud de los dos mapas y a su vez validar el modelo (Congalton, 1991). Posteriormente, para validar las predicciones de cambio de uso de suelo se utilizó la herramienta *validate* mediante el enfoque del índice kappa.

Los modelos con precisiones >80% se consideran herramientas predictivas muy fuertes (Mohamed y Worku, 2019).

3.2.3 Estrategias para la conservación y protección del paisaje estudiado.

Para la formulación de estrategias se generó la cartografía de suelos de la cuenca del río Mira, la cual permitió obtener información de síntesis como la zonificación de los conflictos de uso del suelo, cuyo objetivo fue definir y cuantificar las áreas donde la cobertura y el uso establecidos no están acordes con la capacidad de uso del suelo actual (Yonariza y Webb, 2007). De esta manera se logró establecer los correctivos necesarios para evitar la subutilización y sobreutilización que ha conducido a la degradación del suelo (Lynagh y Urich, 2002).

Para la definición de los Conflictos de Uso de suelo se utilizó la metodología propuesta por el Instituto Espacial Ecuatoriano (IEE, 2011) modificada por el programa SIGTIERRAS en la cual se analizó la aptitud del suelo con el uso actual que hace referencia a todas las actividades que realiza el hombre sobre los recursos, determinando finalmente los Conflictos de Uso de suelo, mediante la aplicación de los criterios basados en las siguientes categorías (Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica , 2017):

- Suelos sin conflicto de uso o uso adecuado.
- Suelos con conflicto de uso o uso inadecuado
 - Suelos en conflicto por subutilización.
 - Suelos en conflicto por sobreutilización

Suelos sin conflicto de uso o uso adecuado: Son suelos en la que los usos actuales de la zona tienen una correcta correlación con la capacidad o aptitud del uso de suelo sin presentar ningún deterioro. Además, son áreas en las que se puede permitir actividades productivas sin alterar la base natural de los recursos (Infield y Namara, 2001). Es considerado también como unos de los suelos en el que se permite mayor explotación (Grainger, 2003).

Suelos en conflicto por sobreutilización: Corresponde a los suelos que presentan usos actuales totalmente inadecuados o contrarios a la capacidad de uso de suelo actual, es decir sobrepasan la base natural de forma severa y promueven riesgos de tipo ecológico y social (Grainger, 2003). Además, presentan degradación avanzada y genera la alteración no solo de este recurso, sino también de los que se encuentran asociados a él. Por tal motivo produce un desequilibrio en la estabilidad de los ecosistemas (Bauer, 2003).

Suelos en conflicto por subutilización: Áreas donde el uso actual del suelo no corresponde a su potencialidad natural, ya que este desarrolla actividades de uso de inferior potencialidad a la capacidad de uso agroecológico, considerándose deficitaria la productividad, es decir no hay deterioro del recurso, pero puede presentar conflictos de carácter social muy graves (Abbot, Thomas, Gardner, Neba y Khen, 2001).

Se realizó el mapa de conflictos a escala 1: 500 000 para representar los Conflictos de uso de suelo. También, se realizó una extensa revisión de literatura sobre el estado actual en la que se encuentra la cuenca del río Mira. Una vez obtenidos los resultados se estableció metas, objetivos, actividades y responsables en cada estrategia.

La formulación de estrategias de conservación y restauración son direcciones amplias de acción que mitigan los impactos que amenazan a los ecosistemas en un sitio determinado. Estas estrategias están orientadas a dar soluciones y satisfacer las necesidades ecológicas de los actores principales. Para ello se realizó una búsqueda avanzada de publicaciones en la plataforma digital de la biblioteca virtual de la Universidad Técnica del Norte, a través de palabras claves como: restauración ecológica y conservación de ecosistemas. Además, se logró obtener documentos que contengan estrategias de mayor efectividad en ecosistemas similares al proyecto de investigación.

3.3 Materiales y Equipos

Para la elaboración de la investigación en campo y oficina, se utilizó los siguientes materiales y equipos (Tabla 9)

Tabla 9. Equipos y materiales

Materiales	Libreta de apuntes
	Cartografía del área
	Imágenes multiespectrales
Equipos	Computadora
	Cámara Fotográfica
Softwards	ArGIS 10.6
	IDRISI Terrset 17.02
	ENVI 5.5
	Fragstats 4.2.1

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se describen los resultados obtenidos del cambio de cobertura y uso de suelo del periodo 1991-2017, a partir de métricas de paisaje en el software Fragstats:

4.1 Análisis de los cambios de los patrones espaciales del paisaje boscoso en el período 1991 y 2017

4.1.1 Validación de la clasificación supervisada del periodo 1991-2017

El valor de coeficiente kappa para el periodo 1991-2017, tuvo una precisión del 92%, con una fuerza de concordancia “Casi perfecta” (Tabla 10).

Tabla 10. Matriz de contingencia del tipo de cobertura del año 2010

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Clasificación general	Precisión n
1	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	100%
2	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8	100%
3	1	2	38	0	0	0	0	0	0	0	41	92,68%
4	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	4	75%
5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	100%
6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	100%
7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	100%
8	0	0	0	0	0	0	1	6	0	2	9	66,67%
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	100%
10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	9	10	90%
Verdad en general	24	10	38	3	3	1	2	7	1	11	100	
Exactitud /Recal (%)	96%	80%	100%	67%	100%	50%	86%	100%	100%	81,81%		

4.1.2 Cambios en la cobertura de paisaje

El bosque nativo presentó un cambio notable entre el periodo 1991-2010, en el cual la cobertura vegetal se redujo a 21 345.02 ha (Tabla 11). De igual forma, el páramo en el año 2010 se redujo en un 3.98%. Por otra parte, los cuerpos de agua no presentaron cambios significativos reduciéndose solo el 1%. (Figura 10).

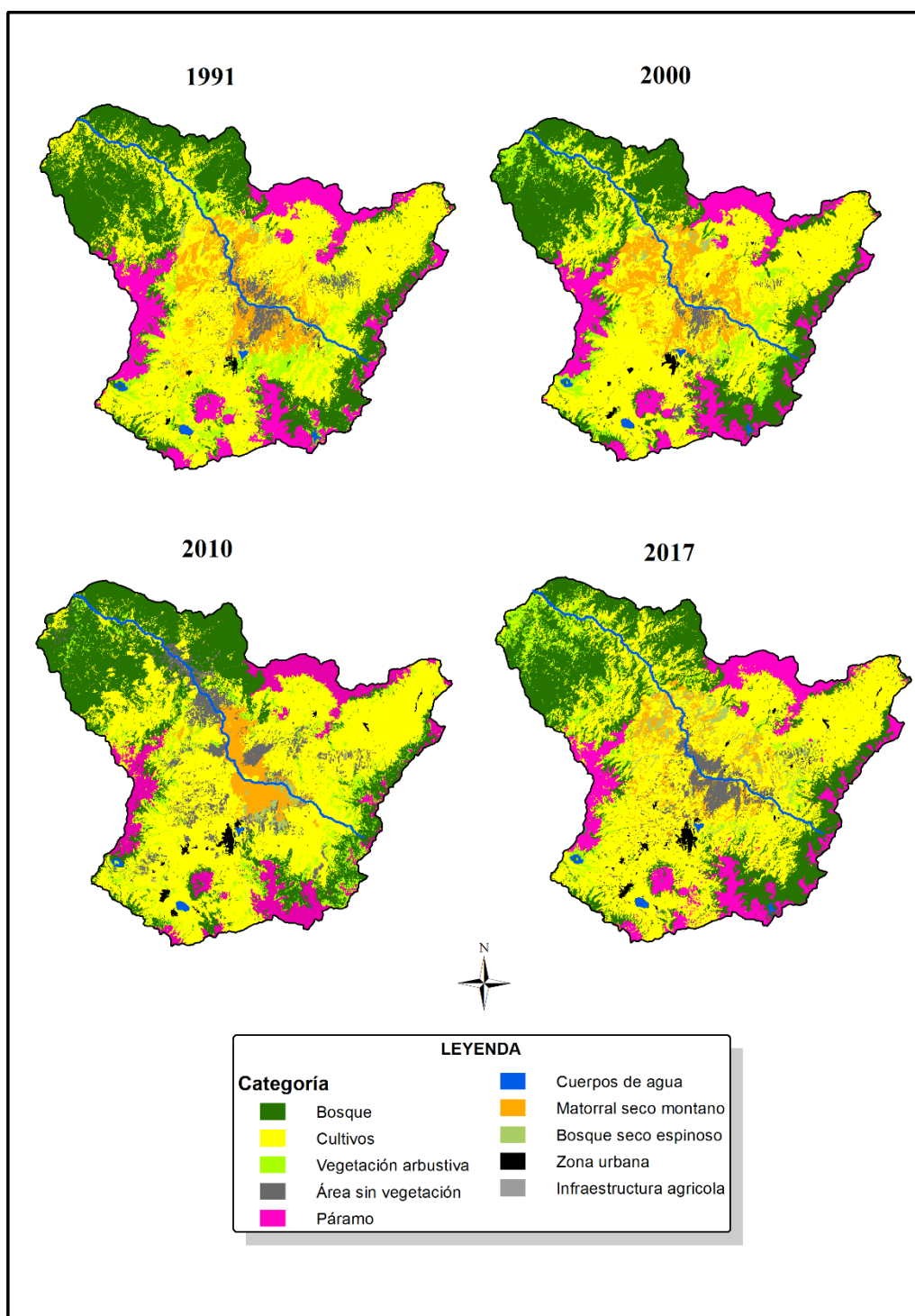


Figura 10. Variación temporal y espacial de las coberturas y uso de suelo en la Cuenca media alta del río Mira 1991-2000-2010-2017

Tabla 11. Área de diferentes tipos de cobertura entre el periodo de 1991-2017 en la cuenca media-alta del río Mira

Tipo de cobertura	1991		2000		2010		2017	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Bosque	131 433.02	26.38	140 033.5	28.10	110 088	22.09	126 581.4	25.40
Páramo	65 564.19	13.16	61 268.02	12.30	45 745	9.18	54 997.56	11.04
Cultivos/Pastos	218 631.24	43.87	213 292.04	42.80	239 867	48.14	241 048.17	48.37
Matorral seco montano	30 251.43	6.07	32 297.72	6.48	22 845	4.58	16 560.44	3.32
Bosque seco espinoso	2781	0.56	3 420.15	0.69	3362	0.67	7 833.33	1.57
Cuerpos de agua	1 714.86	0.34	1 660.06	0.33	1240	0.25	1 639.71	0.33
Zona Urbana	1 227.78	0.25	2 099.66	0.42	3418	0.69	4 329.89	0.87
Área sin vegetación	15 310.89	3.07	10 273.87	2.06	34 568	6.94	19 559.07	3.93
Infraestructura agrícola	85.86	0.02	47.4	0.01	847	0.17	272.79	0.05
Vegetación arbustiva	31 313.61	6.28	33 921.98	6.81	36 334	7.29	25 540.2	5.13
Área Total	498 314	100	498 314	100	498 314	100	498 314	100

4.1.3 Configuración espacial del bosque nativo

La modificación del paisaje en el periodo 1991-2017 demostró un incremento en el número de parches por cada 100 ha, la mayor cantidad se registró en el año 2000 con 2543 y en el año 2017 con 2348. Además, existe fragmentación directa por el aumento de densidad de parches en el año 2000 y 2017 con un 0.51% y 0.47% respectivamente. En el periodo 1991-2017, el área de parche de bosque nativo disminuyó un 30.22 % (Tabla 12). La distancia más cercana entre parches fue de 0.02 ha a 0.035 ha sin evidenciar cambios significativos. El índice de parche más grande disminuyó en un 43.11% lo que indicó deforestación del bosque nativo (Tabla 12).

Tabla 12. Cambios de los índices de paisaje en el bosque nativo de la Cuenca media-alta del río Mira

Índices de paisaje $NP = n_i$	1991	2000	2010	2017
Número de parches (100 ha)	1701	2543	1381	2348
Densidad de parches (%)	0.34	0.51	0.28	0.47
Índice del parche más grande	16.12	15.98	16.15	6.95
Total, de borde (ha)	809.03	732.67	658.15	1 000.48
Área del parche (ha)	77.27	55.07	52.20	53.91
Distancia vecina eucladiana (ha)	0.02	0.015	0.035	0.017

4.1.4 Relación espacial y temporal entre bosque nativo y otras coberturas vegetales

La cobertura con mayor agregación del paisaje fue el páramo con un 97.12% en el año 2000, y el menor fue la vegetación arbustiva con un 57.85% en el año 2010. En el año 1991 no se mostró diferencia significativa entre agregación. Sin embargo, la cobertura con menor índice para este año fue el bosque seco espinoso con un 84.75% (Figura 10).

Entre el año 2010 y 2017 la vegetación arbustiva registró un incremento de agregación del 26.08%. De la misma manera, el bosque para el año 2017 presentó un porcentaje de agrupación del 93.98% (Figura 11).

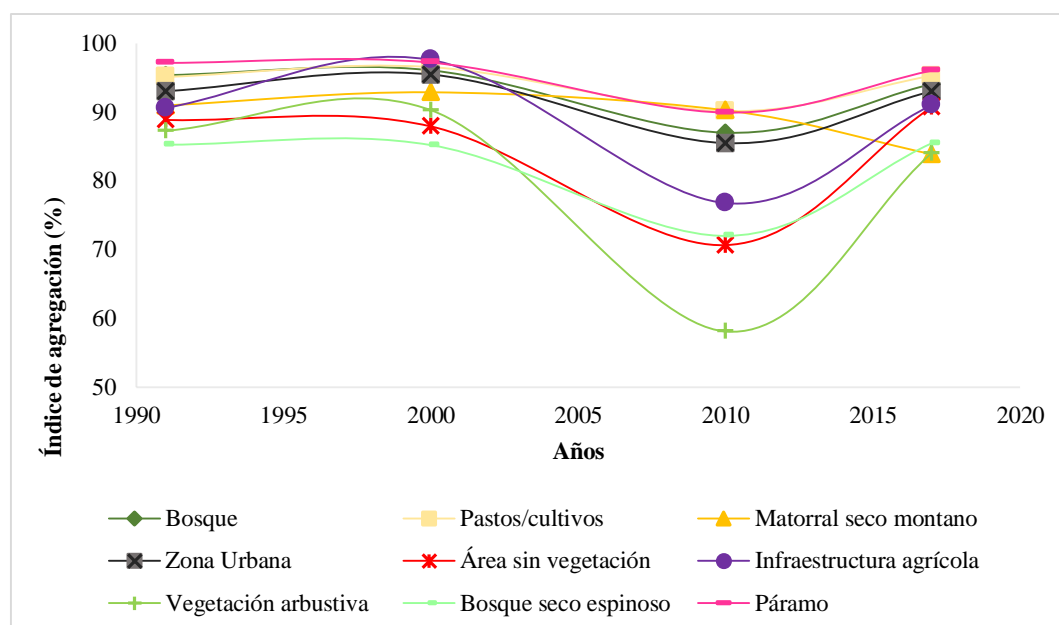


Figura 11. Cambios temporales en el índice de agregación en la cuenca media-alta del río Mira.

En el año 2017, el índice de adyacencia reveló que el bosque nativo se encuentra muy cerca de los cultivos y zona urbana con un porcentaje promedio del 93.33%. Esta disminución indicó que en el periodo 1991-2017 el área de ocupación de los cultivos y pastos ha aumentado (Figura 12).

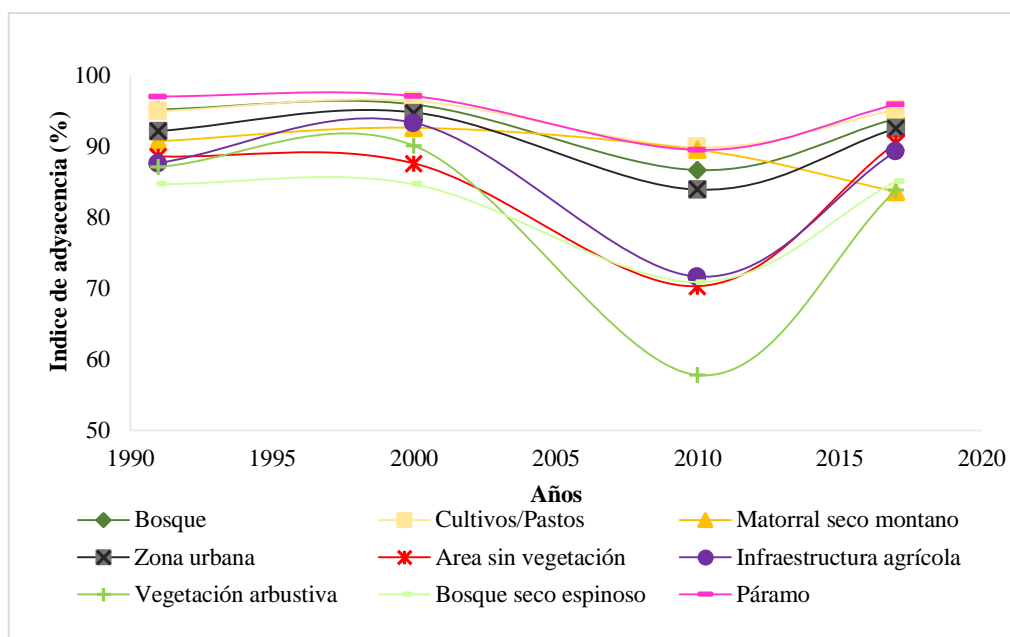


Figura 12. Cambios temporales en el índice de adyacencia en la Cuenca media-alta del río Mira.

4.1.5 Variación del tamaño de parches del bosque nativo

Uno de los principales indicadores claves que evidenció la fragmentación forestal es el aumento del número de parches con tamaño reducido; ocasionado por algún tipo de actividad natural o antrópica en los distintos intervalos de tiempo establecidos para la investigación.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el año 1991 se observó que la mayor cantidad de parches varía de 30 000- 100 000 ha con un porcentaje del 61.11%, mientras que, los parches menores a 100 ha ocuparon solo el 8% de toda el área forestal (Figura 13 A). Para el año 2000 los fragmentos más extensos de bosque nativo disminuyeron en un 56.87%. Por el contrario, los parches de menor área aumentaron 7.67% (Figura 13 B). En el año 2010 la cantidad de fragmentos disminuyó en un 13.26% entre áreas de 5 000 a 30 000 ha (Figura 13 C). Finalmente, para el año 2017 los parches de mayor tamaño se redujeron en un 27.35%, mientras que los parches con menor área forestal ocupan el 11.64% en el área de estudio (Figura 13 D).

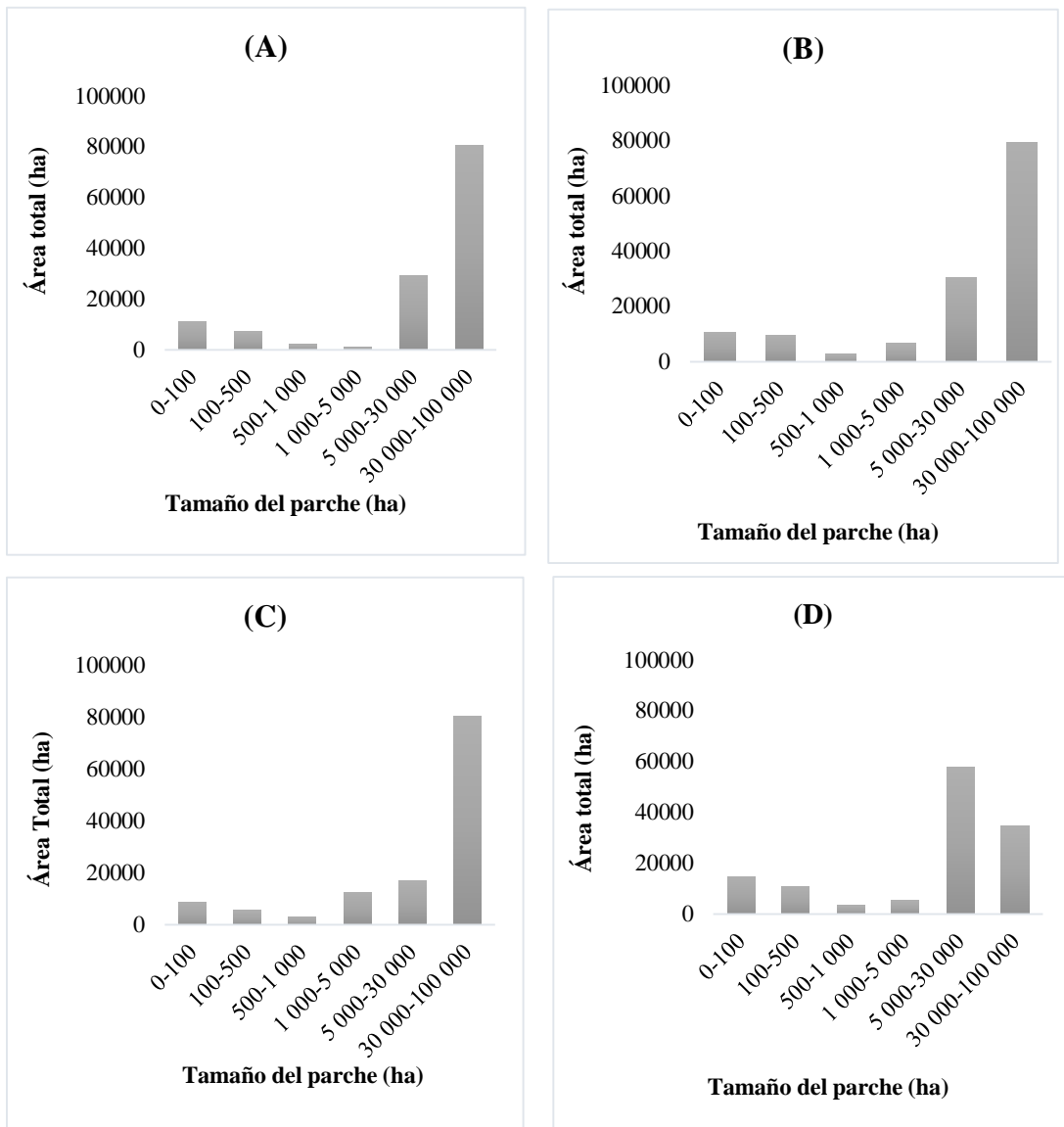


Figura 13. Variación temporal del tamaño de parches de la Cuenca media alta del Río Mira. A) 1991; B) 2000; C) 2010; D) 2017.

4.1.6 Cambio de uso de suelo de 1991-2017

En la transición del cambio de uso de suelo se obtuvo el aumento y disminución de la cobertura vegetal entre el período 1991-2017 (Tabla 13). Según los resultados obtenidos en la matriz de transición hubo una reducción del 6.04% de bosque, mientras que los cultivos incrementaron en un 14% (Tabla 14). Por lo tanto, el cambio neto absoluto de disminución fue: páramo -2.13, bosque -0.97%, vegetación arbustiva -1.16% y matorral seco montano -2.76%, mientras que incrementaron los cultivos en un 4.51%, área sin vegetación 0.85%, zona urbana 0.61% e infraestructura agrícola 0.04% (Figura 14).

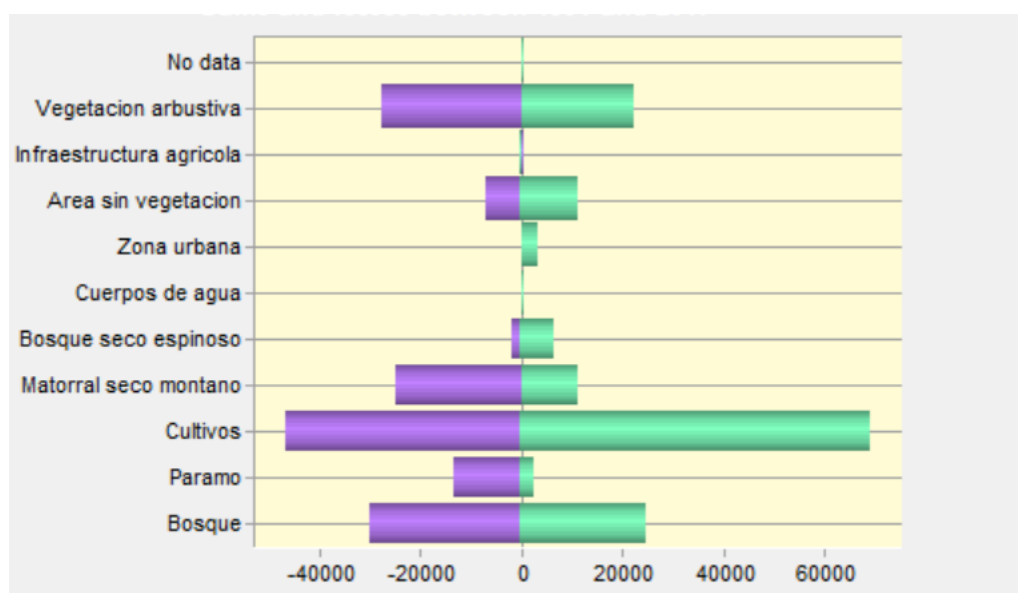


Figura 14. Reducción e incremento (ha) de los cambios de superficie en el uso y cobertura de suelo 1991-2017.

En el paisaje de la cuenca media alta del río Mira incrementó los cultivos y la zona urbana durante los 26 años de estudio, de tal manera que se fragmentó el bosque, páramo y matorral seco montano, es decir existió una reducción del 6%, 2.7% y 5% respectivamente (Tabla 14).

La deforestación de los bosques causó la fragmentación del suelo con una disminución de 4851.62 ha, lo que corresponde a una tasa de deforestación anual de 0.14%. Resultados similares fueron encontrados en un estudio realizado en

Philippines durante el periodo 1993-2008, debido a la implementación de cultivos y plantaciones forestales, donde se registró una pérdida de 9% de bosque (Combalicer et al., 2011). De igual manera, en la parroquia de Nono Ecuador se evaluó el cambio de uso de suelo en el Bosque montano del periodo 2000-2008, el cual se redujo en un 6.81% debido al avance de la frontera agrícola y actividades ganaderas (Flores, 2018).

Los principales impulsores para el cambio de uso de suelo es la producción de cultivos tanto para la importación y exportación. En la parte oriental de la cuenca del río Mira, las principales actividades económicas son monocultivos, en donde abunda los tubérculos y legumbres, como también el pastoreo intensivo y la urbanización (Plan de desarrollo y ordenamiento cantón Tulcán, 2015). Por otra parte, se observó un incremento del área sin vegetación de 4 248.18 ha en el período 1991-2017. Principalmente en la parte central de la cuenca en donde se encuentra el bosque seco. En esta área se producen cultivos de cliso corto que cubren gran parte de áreas erosionadas. Según Armenteras y Villareal (2003), los ecosistemas secos tienen un alto nivel de degradación y fragmentación, lo que concuerda con Ochoa (2013), el cual menciona que, en áreas deforestadas por factores como la precipitación y pérdida de cobertura vegetal, el suelo desprotegido está expuesto a mayor alteración en la estructura y propiedades del suelo lo que provoca mayor erosión y degradación del suelo. El bosque seco en el año 2017, incrementó la cobertura vegetal ya que según Avella (2019), estos tienden a ser resilientes en cuanto a su estructura y alcanza las características físicas de un bosque maduro.

Entre el periodo 2000-2017 del área de estudio hubo cambios significativos en el paisaje boscoso ya que en el año 2000 se incrementó el número de parches y densidad. Según Armenteras y Villareal (2003), el número de parches indica una mayor tasa de perturbación debido a que, cuanto mayor sea la distancia media de los tipos de cobertura, mayor será la fragmentación. Además, Sierra (2013), menciona que entre el periodo de 1990-2000 se incrementó las actividades agrícolas y por lo tanto aumentó la deforestación y el crecimiento urbano.

Durante el periodo 2000-2017 hubo mayor degradación, pérdida del hábitat y fragmentación ya que el parche más grande se redujo en un 56.88% y el área del parche disminuyó en un 30.23%. Esto está en relación con lo que reportó Ochoa (2013), que entre el periodo 2000-2010 hubo una disminución de 4 millones de hectáreas de bosque anualmente en el Ecuador.

En un estudio realizado en las áreas forestales de Zimbabwe en el periodo 2002-2011, el número de los parches de bosque nativo aumentaron a un 33.36% por lo cual el suelo presento más fragmentación y el área del parche disminuyó a un 19.5%. (Shoko, Dube, Sibanda y Bangamwabo, 2016). Otro estudio similar realizado en el paisaje forestal del sur de Chile en el periodo 1986-2011, el área del bosque disminuyó en un 12% y el número de parches incrementó de 17 031 a 26 352. Además, el bosque nativo se restringió a pequeños parches distribuidos escasamente en todo el paisaje (Rodríguez-Echeverry et al.,2018). Este mismo estudio menciona que, la reducción progresiva en el tamaño de los parches es un indicador clave de la fragmentación del ecosistema y pérdida de biodiversidad (Rodríguez-Echeverry et al.,2018).

El Bosque seco espinoso, vegetación arbustiva y matorral seco montano, registró que en el año 2017 se redujo el índice de agregación en un 83.8%, mientras que los pastos y cultivos incrementarían en un 95.28%. Además, en el año 2010 el índice de agregación del bosque disminuyó un 87%, de igual manera el índice de adyacencia indicó que los cultivos y zona urbana está muy cerca y continuo del bosque. Lindenmayer, Hobbs y Salt (2003), menciona que la adyacencia entre plantaciones y bosques nativos, aumenta la introducción de especies y altera el ciclo ecológico de tal manera que mantener la conectividad y adyacencia de la vegetación remanente junto con las plantaciones ayuda al biocontrol de las poblaciones de plagas y flujos ecológicos.

En el año 2017 la cantidad de parches de bosque nativo a nivel del paisaje ocupan una superficie de 5000 a 30 000 hectáreas a comparación del año 1991 en el cual existía áreas de 30 000 a 100 000 hectáreas. Lindenmayer, Hobbs y Salt (2003),

menciona que los parches de mayor tamaño de vegetación nativa, soportan la biodiversidad y el estado de resiliencia del ecosistema. En un estudio similar realizado en el río de Maule Chile en el periodo de 1975-2000 obtuvieron un índice de agregación superior al 80%, en el año 2000 los suelos agrícolas y plantaciones exóticas aumentaron 79% y 72% respectivamente, mientras que el bosque disminuyó el 59% de agregación. Además, el índice de adyacencia aumentó entre los cultivos y los fragmentos de bosque nativo (Echeverría, 2006).

Por otra parte, en un estudio realizado en el sur de África, obtuvieron resultados diferentes, donde la trayectoria de la cobertura forestal durante el periodo de 1976-2006, reportó que el bosque seco se transformó en otras clases diferentes y este alcanzó el 33% del área forestal. (Ouedraogo et al., 2011). Por lo tanto, en la cuenca media-alta del río Mira, los cultivos es el tipo de cobertura vegetal que más predomina convirtiéndolo en parches discontinuos que están muy cerca de los otros tipos de cobertura vegetal.

El uso de los patrones espaciales del paisaje es clave para analizar la configuración espacial del paisaje, sin embargo, la degradación de los ecosistemas está incrementando por diversos factores ya sean económicos, físicos, políticos y falta de implementación de un ordenamiento territorial. Además, de prácticas de gestión interactivas. La extensión urbana y agrícola han generado cambios espaciales del paisaje, y la reducción progresiva en el tamaño de los parches que representa un indicador clave de la fragmentación del ecosistema (Rodríguez-Echeverry et al.,2018).

Tabla 13. Matriz de transición de los cambios de cobertura y uso de suelo del periodo 1991-2017 expresado en %

1991	2017											
	Páramo	Bosque	Cultivos	Vegetación arbustiva	Cuerpos de agua	Área sin vegetación	Zona urbana	Bosque seco espinoso	Matorral seco montano	Infraestructura agricola	Total 1991	Pérdida
Páramo	10.47	0.63	1.8	0.26	0.0015	0.0027	0	0.0005	0.0046	0	13,16	2.69
Bosque	0.11	20.35	4.06	1.82	0.0021	0.0098	0.0174	0.0036	0.0108	0.0016	26.39	6.03
Cultivos	0.34	2.84	34.42	2.29	0.0016	1.13	0.4355	0.5011	18.976	0.034	43.89	9.47
Vegetación arbustiva	0.10	1.49	3.74	0.64	0.002	0.053	0.086	0.1183	0.0333	0.0011	6.26	5.62
Cuerpos de agua	0.0011	0.0084	0.0104	0.0023	0.32	0	0	0	0.0001	0	0.34	0.02
Área sin vegetación	0.0053	0.0044	1.11	0.0487	0	1.59	0.0628	0.0098	0.2239	0.0172	3.06	1.47
Zona urbana	0	0.0016	0.0095	0.0001	0	0.0013	0.2336	0	0.0003	0	0.25	0.01
Bosque seco espinoso	0.0005	0.0634	0.24	0.0039	0.0006	0.022	0.0067	0.18	0.0418	0.0001	0.55	0.37
Matorral seco montano	0.0018	0.03	3.01	0.0458	0	1.11	0.0238	0.76	10.926	0.0005	6.07	4.97
Infraestructura agricola	0.0001	0.0002	0.02	0.0006	0	0	0	0	0	0	0.02	0.02
Total 2017	11.03	25.41	484.067	5.10	0.33	3.92	0.8658	15.700	33.050	0.055	100	
Ganancia	0.57	5.06	139.867	4.46	0.008	2.33	0.6322	13.912	22.124	0.055		

4.2 Estimación de la probabilidad de cambio de cobertura y uso de suelo para el año 2043

A continuación, se detallan los resultados obtenidos de la predicción al año 2043 con el método cadenas de Markov: El modelo de predicción tuvo una precisión del 96.93% obtenido a partir del índice kappa (Tabla 14). Los coeficientes de correlación obtenidos muestran una relación directa alta entre la superficie 2017 real y la superficie 2017 proyectada.

Tabla 14. Matriz de contingencia del uso de suelo proyectado del año 2017.

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Clasificación general	Precisión
1	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	100%
2	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	12	100%
3	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	12	100%
4	0	0	2	8	0	0	0	0	0	0	10	80%
5	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	11	90.9%
6	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	9	100%
7	0	0	0	0	0	0	6	0	0	2	6	100%
8	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	8	100%
9	0	0	0	0	0	0	0	0	3	10	3	100%
10	0	0	0	0	0	0	0	8	0	9	10	100%
Verdad en general	17	12	14	9	10	9	6	8	3	10	100	
Exactitud /Recal (%)	100 %	100 %	85.71 %	88.88 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	81,81 %		

La validación entre el mapa de referencia y el mapa proyectado al año 2017 determinó la calidad del modelo, para realizar la proyección de cambio al año 2043 (Figura 15).

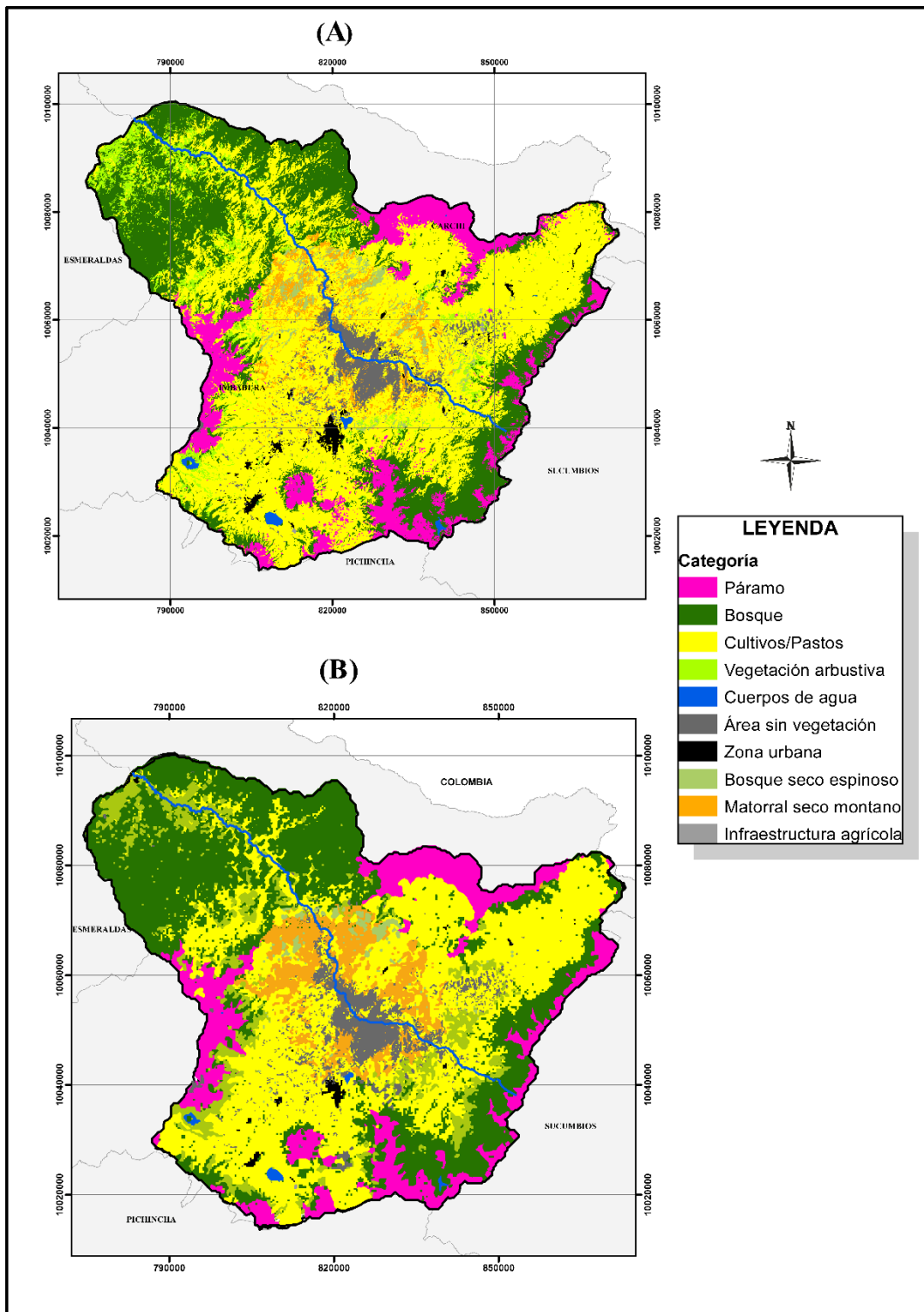


Figura 15. Validación del modelo de Markov. Mapa de uso de suelo y cobertura vegetal del año 2017 (A), Mapa simulado al año 2017 (B).

4.2.1 Modelo prospectivo de la cobertura vegetal para el año 2043

Los resultados obtenidos de la proyección al año 2043, indicó un incremento de la zona urbana en un 0.6%, infraestructura agrícola 0.03%, área sin vegetación 1.33%, cultivos del 4.5% y una reducción del bosque de 4.28% y páramo 0.11%.

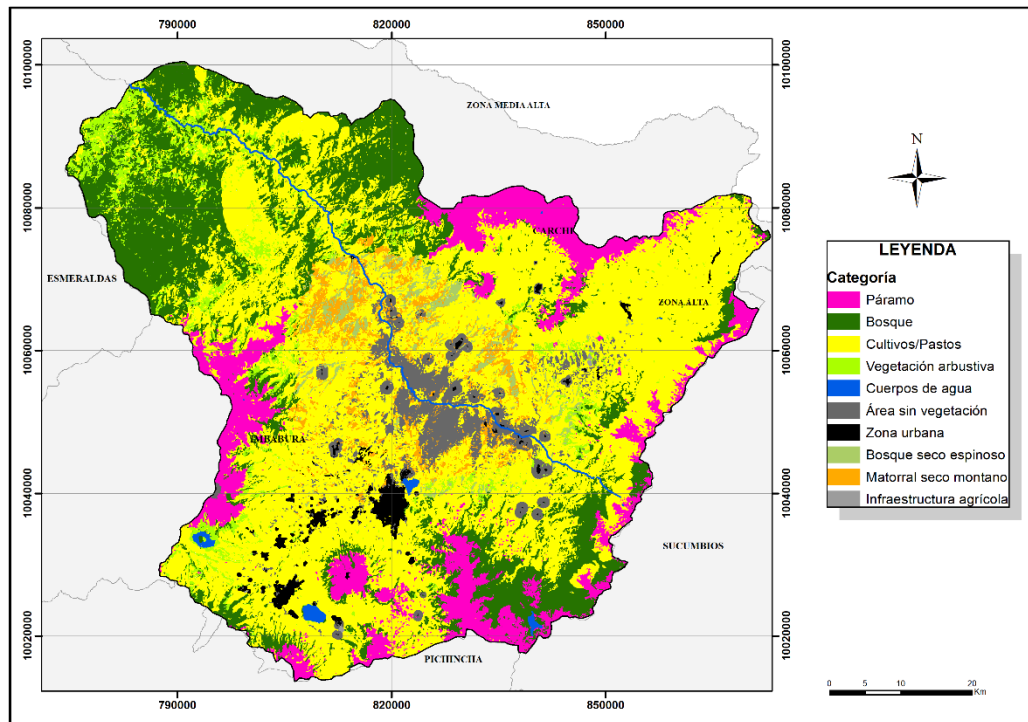


Figura 16. Mapa del escenario futuro al año 2043.

Los resultados demostraron una tendencia de cambio aceptable por el incremento de la zona urbana y cultivos. Sin embargo, no hubo un cambio significativo en la pérdida del páramo. La pérdida de la cobertura vegetal en otros estudios fue mayor, como el estudio realizado en el valle de los Garrotxes, en los Pirineos Orientales franceses, los cuales realizaron una proyección al 2001 y se registró que el bosque disminuirá en un 44.24%, mientras que los cultivos han incrementado en un 0.91%. (Paegelow, Camacho y Toribio, 2003).

Por otra parte, un estudio realizado en la provincia del Napo tuvo como finalidad proyectar al año 2020 el cambio de uso de suelo en la zona, durante este periodo se identificaron 4 tipos de transiciones, el conservado antrópico con un 7.49%, el cambio recuperación con 5.03%, el cambio de deforestación con 5.11% y el

conservado natural con 82.38% (Hurtado, 2014). También, es importante mencionar un estudio realizado en el sur de Auckland de Nueva Zelanda, en donde realizaron una proyección al año 2026; los resultados indicaron que los pastizales disminuyeron de 30 779 ha a 28 355 ha y el área urbana aumentó de 11 800 ha a 14 787 ha (Xu, Gao y Coco, 2019). De tal manera que, la expansión de la frontera agrícola, urbana y el número de parámetros representan un factor clave para la predicción. Sin embargo, el método de cadenas de Markov contempla una evolución lineal de la dinámica de los usos del suelo a pesar de que se evidencia que no existe cambios tan significativos en las coberturas matorral seco montano y bosque seco espinoso ya que el método no elimina el uso o cobertura vegetal inicial (Hurtado, 2014).

El método de Markov evaluó la concordancia de los dos mapas, la cantidad de píxeles y su ubicación. Sin embargo, la vegetación arbustiva no se distribuyó e incrementó lo suficiente, ya que según Hishe, Bewket, Nyssen y Lyimo (2018), mencionan que el modelo de cadena de Markov solo considera el área de transición y una matriz de probabilidad de cambio de uso de suelo entre dos períodos y tiene la capacidad de integrar factores biofísicos y socioeconómicos que impulsan los cambios, por lo tanto la predicción se mejora al incluir más variables como densidad de la población, distancia entre ríos y precipitación. El modelo de Markov posee factores y limitaciones, ya que, si no se realiza una clasificación previa “casi perfecta”, conduce a inconsistencias. La proyección de cambio al futuro permite implementar una planificación adecuada y prácticas de conservación para el uso sostenible del suelo.

4.2.2 Cambio de uso de suelo del 2017-2043

Los resultados del análisis de cambio en la cobertura y uso del suelo de la cuenca media-alta del río Mira, indica el aumento o disminución entre el periodo 2017-2043 (Figura 17).

El modelo a futuro se basa a las condiciones actuales de los cambios ocurridos en el periodo de 1991-2017. El tipo de cobertura que ha incrementado su representación espacial en la cuenca para el escenario a futuro es cultivos y área sin vegetación, a comparación del bosque que se ha disminuido la superficie aproximadamente 19 000 ha (Figura 17).

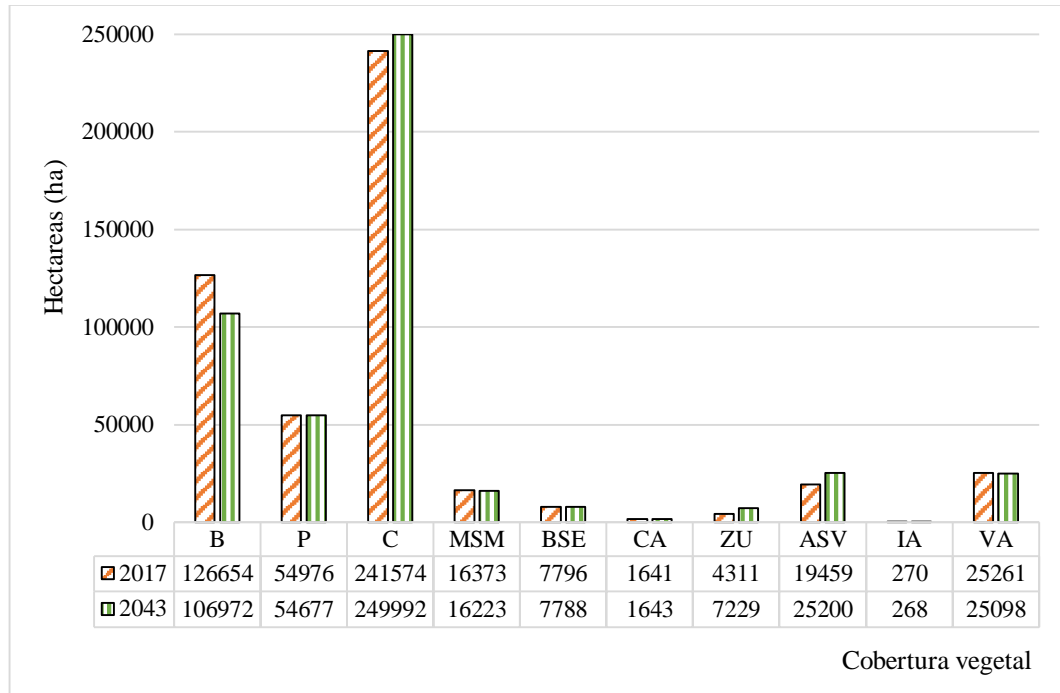


Figura 17. Cambios de superficie en el uso y cobertura de suelo 2017-2043. Bosque (B), Páramo (P), Cultivos (C), Matorral seco montano (MSM), Bosque seco espinoso (BSE), Cuerpos de agua (CA), Zona urbana (ZU), Área sin vegetación (ASV), Infraestructura agrícola (IA), Vegetación arbustiva (VA).

4.3 Estrategias de conservación y protección del paisaje estudiado

Se estableció tres estrategias de conservación para la cobertura vegetal de la cuenca media alta del río Mira, las cuales tienen como base el análisis del mapa de conflictos de la cuenca (Figura 18). A continuación, se detalla los objetivos, metas, actividades y actores responsables de cada estrategia establecida en el lugar.

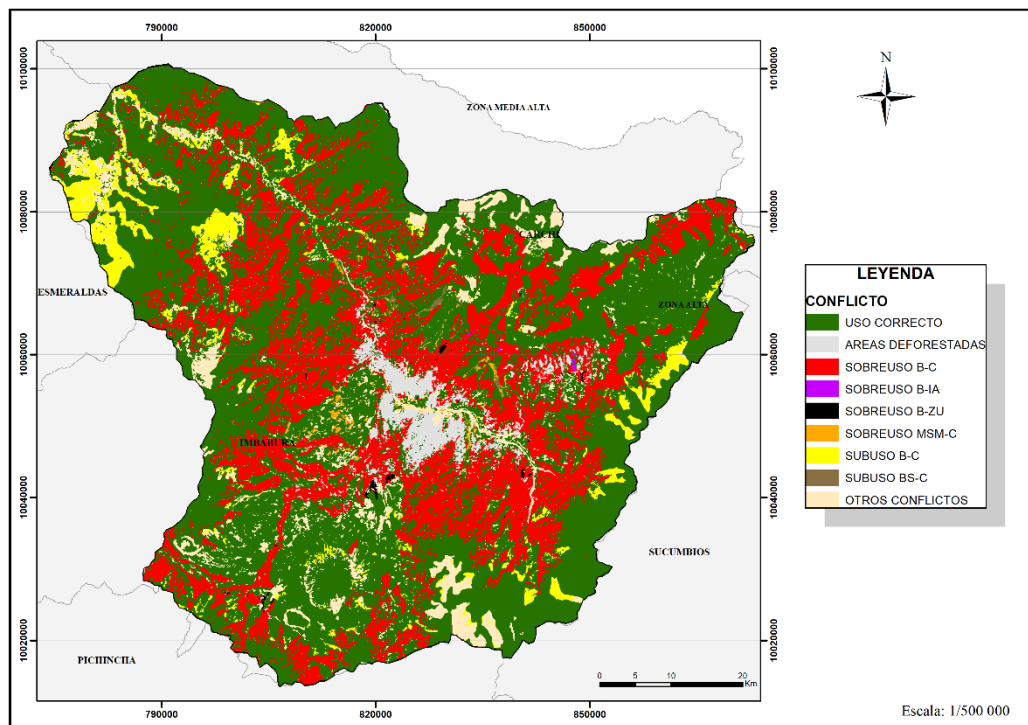


Figura 18. Mapa de conflictos de la cuenca media alta del río Mira. Bosque nativo (B), Cultivos (C), Infraestructura agrícola (IA), Zona urbana (ZU), Matorral seco montano (MSM), Bosque seco espinoso (BS).

4.3.1. Propuesta de Ordenamiento Territorial

En base a la interpretación de los resultados de la investigación, es necesario realizar un ordenamiento territorial que incluya la planificación del uso de suelo y cobertura vegetal, donde las diferentes actividades antrópicas se realicen de acuerdo a su aptitud. Este análisis se fundamenta en el mapa de conflictos (Figura 18), en donde las áreas boscosas y con hábitats potenciales se propone establecer áreas de conservación, mientras que, en áreas deforestadas es necesario la restauración. Por otro lado, el desarrollo de actividades agrícolas y pecuario deben estar orientados o ser desarrollados en suelos donde sea apto para su aprovechamiento. Con base a lo anterior se proponen las siguientes estrategias.

4.3.1 1. Programa de conservación de los bosques naturales.

En base al mapa de conflictos que presenta la cuenca del río Mira es necesario involucrar las áreas identificadas de bosque nativo a un programa que permita la conservación y la protección de ecosistemas naturales, con el fin de beneficiar a las

comunidades que participen en él. En el año 2008 en Ecuador se estableció un programa para la conservación de bosques denominado Socio-bosque, con la participación de los propietarios tanto de bosques naturales y páramos, para conservar el estado natural de los ecosistemas (Ministerio del Ambiente, 2013). El programa Socio-bosque consiste en un incentivo económico por cada hectárea de suelo que este conservada, lo que permite el beneficio ambiental y económico para los portadores.

Socio- bosque se encuentra dentro del Sistema de Incentivos como mecanismo para la conservación de los bosques nativos remanentes, donde su principal función es proteger los bosques y paramos del estado ecuatoriano como también sus valores ecológicos, culturales y económicos. Por tal motivo, el proyecto de investigación realizado en la cuenca del río Mira tiene como finalidad proteger los bosques naturales de cada zona que aún no se ha visto alterada o modificada, que permita beneficiar a comunidades y pobladores (Tabla 15).

Objetivo General

Vincular las áreas de bosque nativo ya identificadas en la presente investigación al programa Socio-bosque para la protección y conservación del paisaje.

Objetivos Específicos

- Realizar un monitoreo continuo del uso de suelo y cobertura vegetal, para la conservación e incorporación al proyecto.
- Proponer sistemas o talleres de información que permita aclarar dudas sobre las oportunidades que ofrece el Programa Socio bosque.

Tabla 15. Actividades para la conservación del bosque nativo vinculado al programa Socio-bosque

Técnica	Actividades	Zona	Responsable
Modelo Lógico y Estratégico	Este modelo se desarrolla de manera principal para optimizar los recursos e identificar los requerimientos mínimos para el monitoreo. De tal manera, que Socio Bosque monitorea todas las Áreas Bajo Conservación, que se encuentren en riesgo o que su cobertura vegetal se encuentre alterada, para ello se aplica herramientas metodológicas que incluye procesos en SIG y el uso combinado de técnicas de teledetección y verificación in situ.	Zonas no conservadas	Ministerio del Ambiente
Desarrollo e Investigación	Para fortalecer el diseño metodológico y asegurar métodos más efectivos, se realiza la validación experimental de las herramientas de observación “in situ” y se incorpora el componente de Desarrollo e Investigación, para la implementación de nuevos y modernos métodos de percepción remota	Zonas no conservadas	Ministerio del Ambiente
Monitoreo del uso de suelo	Monitoreo de la cobertura vegetal en base al análisis de las dinámicas de uso y conversión de los bosques y páramos, para verificar el cumplimiento de los acuerdos y aplicar oportunamente acciones correctivas o preventivas	Zonas no conservadas	Ministerio del Ambiente
Vigilancia y protección	Programa de incentivación para potencializar la participación de todos los propietarios en actividades como vigilancia y protección de las áreas bajo conservación	Zonas no conservadas	Propietarios
Sistemas de participación social	Consolidar talleres para crear y fortalecer las capacidades de planificación, evaluación y rendición de cuentas de los planes de inversión a los representantes de las comunidades participantes.	Zonas no conservadas	Ministerio del Ambiente Propietarios
Intercambio de experiencias	Mesas de dialogo que permitan aclarar el funcionamiento del programa y compartir experiencias de la inversión del incentivo	Zonas no conservadas	Ministerio del Ambiente

Ministerio del ambiente, 2013

4.3.1.2. Sistemas silvopastoriles y agroforestería

En las áreas con potencial agrícola y ganadera, se implementa sistemas sostenibles, a través de la eliminación de los monocultivos y pastos, para la implementación de especies forestales, arbustos y cultivos asociados que ayudan a regular el balance hídrico, mantener los nutrientes del suelo, aireación, evita el estrés calórico, captura más CO₂ y carbono orgánico por la biomasa de los árboles y hojarasca de las plantas herbáceas (Parra, Magaña y Piñeiro, 2019)

El silvopastoreo es un sistema biológico-abiológico en desarrollo dinámico y constante. Su evolución comprende diferentes etapas (Tabla 16), y se conoce por la evaluación de sus componentes, que incluyen al suelo en estructura y composición, animales, árboles, pastos base, flora, fauna aérea, reciclaje de nutrientes, producción animal y sus derivados, factores abióticos, antrópicos, entre otros de carácter socio-económico (Crespo, 2008)

Objetivo General

Aumentar la abundancia y diversidad de flora contribuyendo así, al secuestro del carbono y mitigación del cambio climático

Objetivos Específicos

- Aumentar la productividad general y los ingresos a largo plazo debido a la producción de cultivos de árboles y forrajes.
- Establecer un método rentable de control de vegetación y malezas para la reducción de plagas y enfermedades en los huertos.

Tabla 16. Actividades de los sistemas pastoriles y agroforestería

Técnica	Actividades	Zona	Responsable
Vegetación Nativa	En las áreas con potencial agrícola y ganadera, se implementa sistemas sostenibles, a través de la eliminación de los monocultivos y pastos, para la implementación de especies forestales, arbustos y cultivos asociados que ayudan a regular el balance hídrico, mantener los nutrientes del suelo, aireación, evitar el estrés calórico, captura de CO ₂ y carbono orgánico por la biomasa de los árboles y hojarasca de las plantas herbáceas.	Áreas de producción ganadera y agrícola	Ministerio de Agricultura y Ganadería
Preparación del terreno e implantación	El trabajo de preparación del suelo será similar al de cualquier cultivo agrícola. Hay que considerar que, dependiendo de la especie forestal a plantar, el material de propagación puede ser diferente.	Áreas de producción ganadera y agrícola	Ministerio de Agricultura y Ganadería
Protección de plantaciones	Proteger áreas de vegetación nativa dentro de las plantaciones.	Áreas de producción ganadera y agrícola	Ministerio de Agricultura y Ganadería
Ubicación de plantaciones	Planificar la ubicación de establecimiento de las plantaciones.	Áreas de producción ganadera y agrícola	Ministerio de Agricultura y Ganadería
Hábitats seminaturales	Incorporar hábitats seminaturales en el límite de las plantaciones.	Áreas de producción ganadera y agrícola	Ministerio de Agricultura y Ganadería

Parra, Magaña y Piñeiro, 2019

4.3.2. Estrategias de restauración ecológica para el bosque nativo de la cuenca media-alta del río Mira

La restauración de bosques son desafíos que requieren una planificación constante y cuidadosa (Sgró, Lowe y Hoffmann, 2011). Son procesos donde los resultados podrán notarse a largo plazo si la ejecución del proyecto se realiza correctamente (Wallace, Laughlin y Bruce, 2017). El objetivo principal de la restauración es volver al estado natural a un bosque que ha sido degradado o perturbado por

actividades agropecuarias, ganaderas o han presenciado eventos naturales que ha alterado la dinámica del ecosistema (Shono, Cadaweng y Durst, 2007). Cabe mencionar que un ecosistema restaurado tiene la capacidad de suministrar servicios ecosistémicos que había perdido con la finalidad de fortalecer la resiliencia de zonas y paisajes forestales y, por lo tanto, mantener abiertas las futuras opciones de ordenación y gestión territorial.

Con la investigación realizada se identificó el incremento de cultivos en el año 2017. El intensivo uso de suelo para las diferentes actividades antrópicas ha generado ecosistemas degradados en gran parte de la cuenca. Por ello, es necesario la implementación de estrategias de restauración de acuerdo a los conflictos encontrados (Tabla 17) y el que mejor se adapte a las condiciones funcionales, sucesionales y fitogeográfico. Sin embargo, se toma en cuenta que no vuelve a su estado original, ya que se pierde la naturalidad, continuidad y complejidad propio del paisaje.

Una de las formas más efectivas de mitigar la deforestación es eliminar su fuente natural y antrópica (Sierra, Tirado y Palacios, 2003). A la vez, esto permite mejorar la conectividad del paisaje. Los aspectos fundamentales que se debe tomar en cuenta previa a la restauración es la identificación de especies potenciales para la restauración y el número de individuos de cada especie. Además, realizar una evaluación del ecosistema de referencia, la capacidad de resiliencia, distancia, tamaño entre los remanentes y existencia de especies. Y por último es necesario proteger el área que va a ser recuperada se aislé invasores y factores de degradación (ganado, especies exóticas y otros factores antrópicos).

Meta

Restauración de los ecosistemas y hábitats potenciales para mantenimiento de la biodiversidad y restablecimiento de los servicios ecosistémicos.

Objetivo General

Establecer estrategias de conservación para incrementar la cobertura vegetal del bosque nativo y protección de ecosistemas, con el fin de mejorar la conectividad del hábitat y especies.

Objetivos Específicos

- Identificar las técnicas de restauración de mayor efectividad usadas en otros estudios.
- Establecer estrategias de mitigación ambiental entre la interacción de ganadería-cultivos-ambiente.

Tabla 17. Estrategias de restauración ecológica para la cuenca media-alta del río Mira

Técnica	Actividades	Zona	Responsable
Trasposición de suelo	Traslocar de 1m ² a 2m ² de suelo, a áreas degradadas que se encuentre cerca de remanentes con bosque nativo con una alta diversidad de microfauna.	Áreas deforestadas	Ministerio del Ambiente Ministerio de Agricultura y Ganadería
Trasplante de plántulas	Realizar la colección de semillas autóctonas del bosque nativo y posteriormente transportar a un vivero forestal o invernadero para la respectiva producción de plántulas.	Áreas deforestadas	Propietarios del área de estudio Ministerio de Agricultura y Ganadería
Siembra directa	Las semillas encontradas en el bosque nativo tienen que recibir un tratamiento previo de germinación para ser arrojadas en el área degradada, es necesario la preparación del suelo y la calidad de las semillas.	Áreas de difícil acceso	Ministerio de Agricultura y Ganadería Entidades locales

Regeneración natural	<p>En el área que se va a restaurar es necesario que se controle los invasores naturales, competidores y factores limitantes, como la agricultura, deforestación, introducción de pastos.</p> <p>Además, hay la opción de la introducción de semillas autóctonas y especies primarias en áreas con baja degradación.</p>	Áreas con potencial de regeneración	Ministerio del Ambiente Ministerio de Agricultura y Ganadería
Nucleación con perchas naturales	<p>Implementación de microhábitats para la recolonización de las especies. Este método tiene la función de conectar parches fragmentados y naturales, a partir de elementos naturales como materia orgánica, ramas, alimento semillas, microorganismos recolectados de bosque nativo.</p>	Áreas sin potencial de regeneración	Ministerio de Agricultura y Ganadería
Perchas artificiales	<p>Para salvaguardar la biodiversidad de cada ecosistema del área de estudio, se considera la introducción de elementos naturales que sean llamativos para las especies como: Introducción de hojarasca ya que incrementa los nutrientes del suelo y las condiciones ambientales, además de atraer microfauna.</p>	Áreas sin potencial de regeneración	Ministerio de Agricultura y Ganadería Entidades locales
Implantación de Siembras	<p>Actividades:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Colecta de semillas • Tratamientos pregerminativos. • Establecimiento y trasplante de plántulas. • Investigación de supervivencia. • Mejoramiento de las condiciones del suelo y adecuación del área a ser restaurada (calidad del agua, condiciones físico- químicas). 	Áreas totalmente degradadas	Ministerio de Agricultura y Ganadería Entidades locales Ministerio del Ambiente
Monitoreo de áreas en proceso de restauración	<p>Los atributos que se deben monitorear son: Condiciones físicas, funcionales, integridad del paisaje, amenazas externas,</p>	Áreas en proceso de restauración	Ministerio del Ambiente Ministerio de

<p>resiliencia, individuos y autosostenibilidad.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispersión de semillas, germinación y supervivencia de plántulas. • Variables estructurales de la vegetación (densidad, área basal, perímetro, etc.) • Propiedades del suelo • Indicadores socioeconómicos • Duración del monitoreo: Corto-medio-Largo plazo. 	<p>Agricultura y Ganadería Entidades Locales</p>
--	--

Crespo, 2008; Ceccon, 2014; Guerra et al., 2019; Mazón, Aguirre, Echeverría y Aronson, 2019; Parra, Magaña y Piñeiro, 2019

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

La cuenca media alta del río Mira presenta ecosistemas claves para la conservación de hábitats. Sin embargo, la deforestación y fragmentación son problemas ambientales que influyen en la configuración de los patrones espaciales. A través, de los índices del paisaje se identificó en los años 2000 y 2017 el incremento de número de parches de bosque nativo de 2543 y 2348 respectivamente, además, el índice del parche más grande disminuye 43.11%.

El estudio demostró que el tamaño de parches es un indicador clave de la presencia de fragmentación a nivel del paisaje. El bosque nativo en el año 2017 disminuye el tamaño y área de los parches. De igual manera, en el año 2017 el índice de adyacencia indica que el bosque nativo se encuentra muy cerca de los cultivos y zona urbana con un porcentaje promedio del 93.33%.

Los principales factores que promueven la pérdida de la cobertura vegetal en el área de estudio corresponden al cambio de uso de suelo para el establecimiento de actividades antrópicas como agricultura y el pastoreo. El estudio determinó que en el periodo 1991-2017 el área de bosque nativo se redujo 6.03%, lo que corresponde a una tasa de deforestación anual de 0.14%, mientras que en el periodo de 1991-2010 la tasa de deforestación anual fue de 0.93%.

La utilización del método de Markov fue primordial para el análisis multitemporal ya que se ajusta a la dinámica actual del uso de suelo y ayuda a tomar decisiones prospectivas para el manejo del territorio. Idrisi TerrSet fue una herramienta fundamental para la predicción de cambio a futuro ya que los mapas temáticos tuvieron una precisión mayor al 90%. Los resultados indicaron que en el año 2043 el bosque nativo disminuirá 19 682 ha mientras que el cultivo incrementará 10 988 ha.

De acuerdo al mapa de conflictos obtenido a partir del uso actual y de aptitud, se observó que no existe el correcto ordenamiento del territorio de la cuenca, en la cual no se identifica áreas prioritarias de conservación. Se propone implementar técnicas de restauración ecológicas activas y pasivas, además de incorporar áreas primordiales de conservación al programa Socio-bosque.

5.2 Recomendaciones

Es necesario que las imágenes de sensores remotos que se usen para la clasificación del uso de suelo, se tomen en cuenta aspectos más finos como la temporalidad exacta de mes y año, ya que puede existir influencia de aspectos climáticos, nubosidad, textura de la imagen, píxeles y atributos geométricos.

Se recomienda realizar estudios de proyección de cambio de uso de suelo y cobertura, con herramientas SIG, TerrSet, CA Markov y ArcGIS, ya que la información es escasa y requiere de datos específicos para preparar los datos cartográficos antes de la realización de la predicción futura y de conductores que determinan la precisión.

Se recomienda que la información obtenida en el presente estudio se socialice, ya que aporta a futuras investigaciones de predicción a nivel de paisaje, hábitat y especies, también incluir programas sobre educación ambiental para la conservación de los ecosistemas.

REFERENCIAS

- Abbot, J., Thomas, D., Gardner, A., Neba, S. y Khen, M. (2001). Understanding the Links Between Conservation and Development in the Bamenda Highlands, Cameroon. *World Development*, 29(7), 1115-1136.
- Alsparlan, E., Coskun, H. y Alganci, U. (2009). Water quality determination of Kucukcekmece Lake, Turkey by using multispectral satellite data. *The Scientific World JOURNAL*, 9, 1215-1229. Recuperado de <http://downloads.hindawi.com/journals/tswj/2009/425278.pdf>
- Altamirano, M. (2013). *Estudio hidroquímico y de calidad del agua superficial en la cuenca del rio Mira*. (Tesis de pregrado). Universidad central del Ecuador, Quito. Recuperado de <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/17111/1/T-UCE-0017-45.pdf>
- Altieri, M. (2009). *Riesgos ambientales de los cultivos transgénicos*. California: El Cid Editor.
- Amezcuca, S. (2014). *Caracterización y diagnóstico socioambiental de la microcuenca de Conca*. Querétaro, México.
- Andrade, D., Van Wyk, V. y Robin, C. (2018). Imbabura volcano (Ecuador): The influence of dipping-substrata on the structural development of composite volcanoes during strike-slip faulting. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. 385, 68-80.
- Aquino, R., Charpentier, E., García, G., Arévalo, I. y López, L. (2014). Reconocimiento de Primates y Amenazas para su Supervivencia en Bosques Pre- Montano y Montano de la Región Cajamarca, Perú. *Neotropical Primates*, 21(2), 171-176.
- Armenteras, D. y Vargas, O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: Acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 229-239.

- Armenteras, D., Gast, F., y Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113(2), 245-256. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000069&pid=S0123-3068201100010000400001&lng=en
- Arroyo, V., Moreno, C. y Galán, C. (2016). La ecología de paisaje en México: Logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1), 42-51. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-34532017000500042&script=sci_arttext
- Asamblea Nacional Constituyente. (2008). Constitución 2008. Libro Incluye Las Reformas Aprobadas En El Referéndum y Consulta Popular de 7 de mayo del 2011, (Constitución de la República del Ecuador), 1–216.
- Avella, A., García, N., Fajardo, F. y González, A. (2019). Patrones de sucesión secundaria en un bosque seco tropical interandino de Colombia: implicaciones para la restauración ecológica. *Caldasia*, 41(1), 12–27. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322019000100012
- Baquero, F., Sierra, R., Ordoñez, L., Tipán, M., Espinoza, L., Ribera, M. y Soria, P. (2004). *La Vegetación de los Andes del Ecuador. Memoria explicativa de los mapas de vegetación potencial y remanente de los Andes del Ecuador a escala 1:250.000 y del modelamiento predictivo con especies indicadoras*. Quito: Ecociencia.
- Barrantes, G., Chaves, H. y Vinuesa, M. (2001). *El bosque en el Ecuador, una visión transformada para el desarrollo y la conservación*. Quito, Ecuador: COMAFORS.
- Bauer, H. (2003). Local perceptions of Waza National Park, northern Cameroon. *Environmental Conservation*, 30(2), 175-181. Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/231966208_Local_perceptions_of_Waza_National_Park_northern_Cameroon

Bocchetti, C. (2008). Geografía Cultural y Geografía Antigua. *Revista de Historiografía*, 3(1), 36-37. Recuperado de <http://bdigital.unal.edu.co/1534/14/13CAPI12.pdf>

Borderías, C. y Muguruza, C. (2013). *Evaluación ambiental*. Madrid: UNED.

Buendía, E. y Terrazas, E. (2002). Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del Oriente del Valle de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 8(1), 13-19. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62980102>

Burel, F. y Baudry, J. (2001). *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa Libros SA.

Buytaert, W., Célleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J. y Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1-2), 53-72.

Buytaert, W., Iñiguez, V. y De Bièvre, B. (2007). The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest ecology and management*, 251(1-2), 22-30. Recuperado de https://www.academia.edu/11873549/The_effects_of_afforestation_and_cultivation_on_water_yield_in_the_Andean_p%C3%A1ramo

Buzai, G. (2005). *Actualización de cálculos y distribuciones espaciales a través de cadenas de Markov y autómatas celulares. Pérdida de suelos en el Área Metropolitana de Buenos Aires – 2001*. Universidad de Buenos Aires.

Camarero, L., González, M., García, I., Pino, L., Lage, X., Aparici, A., Constantini, B. (2006). *Medio Ambiente y sociedad*. España: Thomson.

- Carrasco, A., Sánchez, N. y Tamagno, L. (2012). *Modelo agrícola e impacto socio-ambiental en la Argentina: monocultivo y agronegocios*. Argentina: Editorial de la Universidad de La Plata.
- Castelli, L. y Sapallasso, V. (2007). *Planificación y conservación del paisaje: herramientas para la protección del patrimonio natural y cultural*. Buenos Aires, Argentina: Fund Naturaleza para el Futuro.
- Ceccon, E. (2014). *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. México: Ediciones Díaz de Santos.
- Cerón, J. (2013). *Estructura y composición florística en un gradiente altitudinal de un remanente de bosque montano alto en el cantón Mejía, provincia de Pichincha* (Tesis de pregrado). Universidad Técnica particular de Loja, Quito.
- Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research - CISPDR (2015). *Plan Hidráulico Regional de Demarcación Hidrográfica MIRA*. Ecuador: SENAGUA.
- Chulde, E. (2014). *Estudio geológico del paleógeno en la Cordillera Occidental Septentrional del Ecuador. Provincias de Carchi e Imbabura* (Tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional, Quito.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental*. Barcelona, España: Ariel, S.A.
- Código Orgánico Ambiental (2017). Registro Oficial, 983 (12 de abril de 2017). Recuperado de https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/01/CODIGO_ORGANICO_AMBIENTE.pdf
- Código Orgánico de Organización Territorial Autonomía Descentralización - Cootad (2015). COOTAD, 1–185. Recuperado de: <http://www.finanzas.gob.ec>
- Coltorti, M. y Ollier, C. (1999). Geomorphic and tectonic evolution of the Ecuadorian Andes. *Geomorphology*, 32 (2000), 1–19. Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/233857185_Geomorphic_and_neotectonic_evolution_of_the_Ecuadorian_Andes

- Combalicer, M., Kim, D., Lee, D., Combalicer, E., Cruz, R. y Im, S. (2011). Changes in the forest landscape of Mt. Makiling Forest Reserve, Philippines. *Forest Science and Technology*, 7(2), 60–67.
- Congalton, R. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1), 35–46. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/003442579190048B>
- Crespo, G. (2008). Importancia de los sistemas silvopastoriles para mantener y restaurar la fertilidad del suelo en las regiones tropicales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 42(4), 329-336.
- Crespo, P., Celleri, R., Buytaert, W., Feyen, J., Iñiguez, V., Borja, P. y Bievre, B. (2009). Land use change impacts on the hydrology of wet Andean páramo ecosystems. *Institute for Landscape Ecology and Resources Management*, 1(1), 1-5. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Rolando_Celleri/publication/268147818_Land_use_change_impacts_on_the_hydrology_of_wet_Andean_paramo_ecosystems/links/54621f350cf2b3b32049a5cd/Land-use-change-impacts-on-the-hydrology-of-wet-Andean-paramo-ecosystems.pdf
- Curtis, J. y Macintosh, R. (1951). An upland forest continuum in the prairies-forest border región of Wisconsin. *Ecology*, 3(32), 476-496.
- Eastman, R. (2012). Idrisi Selva Guía para SIG y procesamiento de imágenes. Clark University.
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M. y Premoli, A. (2014). Ecología de paisajes forestales. *Ecología Forestal bases para el manejo sustentable y conservación de los Bosques Nativos de Chile (pp.583-594)*. Chile: UACH.

- Echeverria, 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(4), 481-494. Recuperado de
- Endara, R. (2018). *Efectos de la Deforestación en la producción de Caudales en la cuenca media alta del Río Mira para el periodo 2000-2014* (Tesis de pregrado). Universidad Técnica del Norte, Ibarra.
- Fan, C. y Myint, S. (2014). A comparison of spatial autocorrelation indices and landscape metrics in measuring urban landscape fragmentation. *Landscape and Urban Planning*, 121, 117-128.
- Feranec, J., Suri, M., Ot'ahel, J. y Nitica, C. (2000). Inventory of major landscape changes in the Czech Republic, Hungary, Romania and Slovak Republic 1970s - 1990s. *Science of the Total Environment*, 2(3), 129-139.
- Findell, L., Knutson, T. y Milly, P. (2006). Weak Simulated Extratropical Responses to Complete Tropical Deforestation. *Journal of Climate*, 19 (12), 2835-2850. Recuperado de https://www.gfdl.noaa.gov/bibliography/related_files/klf0601.pdf
- Flores, A. (2018). Análisis multitemporal de cambio de uso del suelo y cobertura vegetal e influencia del programa socio bosque, en la parroquia Nono, periodo 1990-2016 (Tesis de pregrado). Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2008). *Forest and water*. Roma, Italia: FAO.
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2013). *Forest and water*. Roma, Italia: FAO
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2015). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal*. Roma, Italia: FAO.
- Forman, R. (1995). *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Forman, R. (2014). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions (1995)*. Washington, Estados Unidos: Springer.
- Forman, R. y Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. New York: John Wiley y Sons.
- Franco, S. y Ordóñez, J. (2006). Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques*, 12(1), 17-28. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1405-04712006000100017&lng=es&nrm=iso&tlng=en
- Frolova, M. (2001). Los orígenes de la ciencia del paisaje en la geografía rusa. *Revista electrónica de geografía y ciencias sociales*, 5(102), 67-100. Recuperado de <http://www.ub.edu/geocrit/sn-102.htm>
- Fuentes, R. (2015). *Modelamiento de impactos del cambio de uso de suelo en la carga de sedimentos y nutrientes en la cuenca lacustre del lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile* (Tesis de maestría). Universidad de Concepción. Chile.
- Gaglio, M., Aschonitis, V., Mancuso, M., Reyes, J., Moscoso, F., Castaldelli, G. y Fano, E. (2017). Changes in land use and ecosystem services in tropical forest areas: a case study in Andes mountains of Ecuador. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1), 264–279.
- Galicia, L., Cuevas Fernández, M.L., González Ramírez, L. y Couturier, S. (2014). Detección de cambio ambiental en selvas y bosques de México con percepción remota: un enfoque multiescala de espacio y tiempo. *Interciencia*, 39(6), 368-374. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/339/33931213002.pdf>
- Gentry, A. (1988). Annals of the Missouri Botanical Garden. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 1(75), 1-34. Recuperado de http://www.missouribotanicalgarden.org/Portals/0/Shopping-Dining/Instructions_for_Authors.pdf

- Gentry, A.H. y Emmons, L.H. (1987). Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understory of neotropical forest. *Biotropica* 19, 216-227.
- Grainger, J. (2003). People are living in the park. Linking biodiversity conservation to community development in the Middle East region: a case study from the Saint Katherine Protectorate, Southern Sinai. *Journal of Arid Environment*, 54(1), 29-42.
- Guerra, A., Koutchin, L., Gomes, F., Alves, P., Manrique, D., Oliveira, C., Couto, G. (2019). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest ecology and Management*, 458, 0378-1127.
- Guerrero, N., Díaz, Mariela, Urdanigo, J., Tayhing, C., Guerrero, R. y Yépez, A. (2017). Uso de suelo y su influencia en la calidad del agua de la microcuena El Sapanal, Ecuador. *Revista cubana de ciencias biológicas*, 5(2), 1-1.
- Hernández, A., Vera, L., Naveda, C., Guzmán, A., Vivar, M., López, G. (2017). Variaciones en algunas propiedades del suelo por el cambio de uso de la tierra, en las partes media y baja de la microcuena membrillo, Manabí, Ecuador. *Inca*, 38, 50-560. Recuperado de <http://scielo.sld.cu/pdf/ctr/v38n1/ctr06117.pdf>
- Herrera, P. y Díaz, E. (2013). *Ecología del paisaje, conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión Desde una perspectiva técnica y científica*. Universidad de Santiago de Compostela, Chile: DOSSIER
- Hishe, S., Bewket, W., Nyssen, J. y Lyimo, J. (2018). Analyzing past land use land cover change and CA-Markov based future modeling in the Middle Suluh Valley, Northern Ethiopia. *Geocarto International*, 1–35.
- Holdridge, L. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Hou, L., Wu, F. y Xie, X. (2020). The spatial characteristics and relationships between landscape pattern and ecosystem service value along an urban-rural

gradient in Xi'an city, China. *Ecological Indicators*, 108, 105-720.
Recuperado de
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X19307137>

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, La Plata.

Infield, M. y Namara, A. (2001). Community attitudes and behaviour towards conservation: an assessment of a community conservation programme around Lake Mburo National Park, Uganda. *Oryx*, 35(1), 48-60. Recuperado de
https://www.researchgate.net/publication/229741218_Community_attitudes_and_behaviour_towards_conservation_An_assessment_of_a_community_conservation_programme_around_Lake_Mburo_National_Park_Uganda

Instituto nacional de meteorología en hidrología. (2005). *Estudio hidrológico del río Mira*. Quito-Ecuador. Recuperado de
http://www.serviciometeorologico.gob.ec/Publicaciones/Hidrologia/ESTUDIO_DEL_MIRA.pdf

Jiménez, E. (2019). Cadenas de Markov espaciales para simular el crecimiento del Área Metropolitana de Toluca, 2017-2031. *Economía, Sociedad y Territorio*, 60(19), 109-140. Recuperado de
<http://www.scielo.org.mx/pdf/est/v19n60/2448-6183-est-19-60-109.pdf>

Jiménez, F. (2011). *Introducción al manejo y gestión de cuencas hidrográficas*. Costa Rica: Turrialba. Recuperado de
http://r1.ufrrj.br/lmbh/pdf/Outras%20publicacoes/curso_de_manejo_de_bacias_2008.pdf

Laurance, W. y Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1), 77-92. Recuperado de

León, A. (2008). *Inventario de la Herpetofauna del Bosque Protector Río Guajalito, Un bosque nublado montano del occidente de la Provincia de Pichincha, Ecuador* (Tesis de pregrado). Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.

- León, G., Pinedo, A. y Martínez, J. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 84,42-53. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-46112014000200005&script=sci_arttext&tlng=pt
- Levins, R. (1969). *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Chicago: Committee on Mathematical Biology.
- Lindenmayer, D. B. y Fischer, J. (2007). Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(3), 127-132. Recuperado de <https://sci-hub.tw/10.1016/j.tree.2006.11.006>
- Lindenmayer, D. B., Hobbs, R. J. y Salt, D. (2003). Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry*, 66(1), 62–66.
- Ludeke, A., Maggion, C. y Reid, L. (1990). An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. *Journal of the Environment*, 31(1), 247-259.
- Lynagh, F. y Urich, P. (2002). A Critical Review of Buffer Zone Theory and Practice: A philippine Case Study. *Society and Natural Resources*, 15(1), 129-145.
- Madrigal, S. y Miralles, J. (2019). Land-change dynamics and ecosystem service trends across the central high-Andean Puna. *Scientific Reports*, 9(1). Recuperado de <https://www.nature.com/articles/s41598-019-46205-9>
- Mazón, M., Aguirre, N., Echeverría, C. y Aronson, J. (2019). Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. *Restoration Ecology*. doi:10.1111/rec.12986
- McGarigal K., Cushman, S. y Neel, M. (2004). Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps. *Landscape ecology*, 19,435-455. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Zhongfeng_Li/publication/4111073_L

anduse_change_analysis_in_Yulin_prefecture_northwestern_China_using_remote_sensing_and_GIS/links/56f9432f08ae95e8b6d3fb22/Land-use-change-analysis-in-Yulin-prefecture-northwestern-China-using-remote-sensing-and-GIS.pdf

McIntyre, S. y Hobbs, R. (1999). A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13(1), 1282–1292. Recuperado de <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.1999.97509.x>

Mena, C., Bilsborrow, R. y McClain, M. (2006). Socioeconomic Drivers of Deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environmental Management*, 37(6), 802-815.

Mínguez, S. y Álvarez, F. (2006). El concepto de paisaje y sus elementos constituyentes: requisitos para la adecuada gestión del recurso y adaptación de los instrumentos legales en España. *Revista colombiana de Geografía*, 24(1), 29-42. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/rcdg/v24n1/v24n1a3.pdf>

Ministerio del Ambiente (2015). Especies forestales arbóreas y arbustivas de los bosques montanos del Ecuador. Quito, Ecuador. Recuperado de <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/55826.pdf>

Ministerio del Ambiente (2016). Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Quito, Ecuador. Recuperado de http://euroclimaplus.org/intranet/_documentos/repositorio/01Bienal%20ONU%20Cambio%20Clim%C3%A1tico_2016Ecuador.pdf

Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) (2013). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas. Recuperado de <http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PDOT/NIVEL%20NACIONAL/MAE/ECOSISTEMAS/DOCUMENTOS/Sistema.pdf>

- Ministerio del Ambiente. (2013). *SocioBosque. Programa de protección de bosques*. Quito, Ecuador. Recuperado de <https://www.ambiente.gob.ec/programa-socio-bosque/>
- Ministerio del Ambiente. (2015). Plan nacional de Forestación y Reforestación del Ecuador Gobierno Nacional. Quito, Ecuador. Recuperado de <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu155383anx.pdf>
- Mogobrejo, 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.
- Mohamed, A. y Worku, H. (2019). Simulating urban land use and cover dynamics using cellular automata and Markov chain approach in Addis Ababa and the surrounding. *Urban Climate*, 31, 100545. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212095519302238>
- Muñoz, F., Galicia, L. y Pérez, E. (2018). Agricultura migratoria conductor del cambio de uso del suelo de ecosistemas alto-andinos de Colombia. *Biotecnología en el sector agropecuario y agroindustrial*, 16, 16-23. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v16n1/1692-3561-bsaa-16-01-00015.pdf>
- Nájera, O. y Cifuentes, M. (2010). Cambio de cobertura y uso del suelo en la Cuenca del Río Mololoa, Nayarit. *Biociencias*, 1(1), 19-29. Recuperado de <http://revistabiociencias.uan.edu.mx/index.php/BIOCIENCIAS/article/view/8/6>
- Ochoa, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez, J. y Boll, J. (2013). Spatial Estimation of Soil Erosion Risk by Land-cover Change in the Andes of Southern Ecuador. *Land Degradation & Development*, 26(6), 565–573. Recuperado de
- Ojeda, T., Zhunusova, E., Günter, S. y Dieter, M. (2020). Measuring forest and agricultural income in the Ecuadorian lowland rainforest frontiers: Do deforestation and conservation strategies matter? *Forest Policy and Economics*, 111, 102034.

- Orozco, M., Cerón L., Martínez J. y Ospina, R. (2015). Análisis de los patrones espaciales del paisaje en un corredor biológico del macizo colombiano Cauca. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 13(1), 54-63. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v13n1/v13n1a07.pdf>
- Ouedraogo, I., Savadogo, P., Tigabu, M., Cole, R., Oden, P. C. y Ouadba, J.-M. (2011). Trajectory Analysis of Forest Cover Change in the Tropical Dry Forest of Burkina Faso, West Africa. *Landscape Research*, 36(3), 303-320. Recuperado de https://www.academia.edu/6687468/Trajectory_Analysis_of_Forest_Cover_Change_in_the_Tropical_Dry_Forest_of_Burkina_Faso_West_Africa
- Paegelow, M., Camacho, M. y Menor Toribio, J. (2003). Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. *GeoFocus*, 3(1), 22-44. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/28066305_Cadenas_de_Markov_e_valucion_multicriterio_y_evaluacion_multiobjetivo_para_la_modelizacion_prospectiva_del_paisaje
- Parra, R., Magaña, M. y Piñeiro, A. (2019). Intensificación sostenible de la ganadería bovina tropical basada en recursos locales: alternativa de mitigación ambiental para América Latina. Revisión Bibliográfica. *ITEA- Información Técnica Económica Agraria* 115(4): 342-359. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/331182231_Intensificacion_sostenible_de_la_ganaderia_bovina_tropical_basada_en_recursos_locales_alternativa_de_mitigacion_ambiental_para_America_Latina_Revision_Bibliografica
- Pavez, E., Lobos, G. y Jacsik, F. (2010). Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensamblajes de micromamíferos y rapaces en Chile central. *Revista Chilena de historia natural*, 83, 99-1. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/250373615_Cambios_de_largo_plazo_en_el_paisaje_y_los_ensambles_de_micromamiferos_y_rapaces_en_Chile_central

- Pavón, F. (2011). *Evaluación de los cambios en la cobertura vegetal en las Comunidades del Territorio Awá en el Ecuador a través de sensores remotos* (Tesis de pregrado). Pontificia Universidad Católica Del Ecuador, Quito.
- Pérez, R., Valdez, R. Moreno, F., Gonzáles, A. y Hernández, J. (2011). Predicción espacial de cambios del uso de suelo en Texcoco, estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(5), 59-72. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v2n5/v2n5a6.pdf>
- Pichón, F. (1997). Settler Households and Land-Use Patterns in the Amazon Frontier: Farm-Level Evidence from Ecuador. *World Development*, 25(1), 67-91.
- Pijal, A. (2015). *Efecto de estructuras conservacionistas en la recuperación de suelos degradados en la cuenca media del río Mira* (Tesis de pregrado). Universidad Técnica del Norte. Ecuador
- Plan de desarrollo y ordenamiento cantón Tulcán 2015-2019. (2015). Recuperado de http://app.sni.gob.ec/sinlink/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/0460000210001_0460000210001ACTUALIZACION%20C3%93N%20PDOT%20TULCAN%202015-2019_17-04-2015_16-15-03.pdf
- Porta, J., López, M. y Roquero, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Madrid: Mundi-Prensa.
- Poveda, G. y Mesa, O. (1995). Efectos hidrológicos de la deforestación. *Energética*, 16, 91-100. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/53202/1/Energetica%201995%20No.%2016-91.pdf>
- Prieto, J. (2015). *Modelos de Markov y Autómatas celulares para evaluar dinámicas de cambio del área periurbana de Chihuahua* (Tesis de pregrado). Universidad Autónoma de Chihuahua. México.
- Quichimbo, P., Tenorio, G., Borja, P., Cárdenas, I., Crespo, P. y Célleri, R. (2012). Efectos sobre las propiedades físicas y químicas de los suelos por el cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo: Páramo de Quimsacocha al sur del Ecuador. *Sociedad Colombiana de la ciencia del suelo*, 42(2),138-153.

Recuperado de
https://www.researchgate.net/publication/260389572_EFECTOS_SOBRE_LAS_PROPIEDADES_FISICAS_Y_QUIMICAS_DE_LOS_SUELOS_PO_R_EL_CAMBIO_DE_LA_COBERTURA_VEGETAL_Y_USO_DEL_SU_ELO_PARAMO_DE_QUIMSACOA_AL_SUR_DEL_ECUADOR

Restrepo, J. (2015). El impacto de la deforestación en la erosión de la cuenca del río Magdalena (1980-2010). *Ciencias de la Tierra*, 39 (151), 250-267.

Recuperado de
<http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v39n151/v39n151a10.pdf>

Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C. y Nahuelhual, L. (2015). Impacts of anthropogenic land-use change on populations of the Endangered Patagonian cypress *Fitzroya cupressoides* in southern Chile: implications for its conservation. *Oryx*, 49(03), 447–452.

Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C. y Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33(3), 439-453. Recuperado de http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/155358/Impact_of_landuse-change.pdf?sequence=1

Rodríguez-Echeverry, J., Fuentes, R., Leiton y Jaque, E. (2018). Changing Landscapes Forest: Implications for its Conservation. *Environment and Natural Resources Research*, 8(3), 44-52. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/326272723_Changing_Landscape_s_Forest_Implications_for_its_Conservation

Rosati, G. (2011). *Consideraciones sobre algunas metodologías habituales para el análisis de tablas de movilidad social. Ventajas y limitaciones de una alternativa basada en cadenas de Markov*. España; Revista de Metodología de las Ciencias Sociales

Santos, J. y Tellería, L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12. Recuperado de

https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-33471/2006_Ecosistemas_2_3.pdf

Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2007). Primer inventario nacional de bosques nativos: Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Quito, Ecuador.

Sgró, C., Lowe, A. y Hoffmann, A. (2011). Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evolutionary Applications*, 4(2), 326-337. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1752-4571.2010.00157.x>.

Shoko, C., Dube, T., Sibanda, M. y Bangamwabo, V. (2016). Quantifying the spatial and temporal changes in forested landcover using landscape metrics derived from remotely sensed data in rural parts of Zimbabwe. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 71(1), 105–113.

Shono, K., Cadaweng, E. y Durst, P. (2007). Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands. *Restoration Ecology*, 15(4), 620–626. Recuperado de https://www.formad-environnement.org/RNA_Restoration-Ecology_Shono-et-al2007.pdf

Sierra, (2013). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito, Ecuador: Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends.

Sierra, R., Tirado, M. y Palacios, W. (2003). Forest cover exchange of labor-intensive logging and capture the jungles of the south of Chocó. *El Geog profesional*, 55(4), 477-90. Recuperado de <https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-019-0117-9>

Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (2017). Memoria explicativa del Mapa de Conflictos de Uso de las Tierras en Ecuador. Quito, Ecuador. Recuperado de http://metadatos.sigtierras.gob.ec/pdf/MEMORIA_MAPA_CONFLICTOS_DE_USO_DE_LAS_TIERRAS_ECUADOR.pdf

- Solano, M. (2017). *Comparación del almacenamiento de carbono bajo dos usos de suelo en la provincia de el Oro* (Tesis de pregrado). Unidad Académica de Ciencias Agropecuarias, Machala.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. y Peres, C. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91(1), 119-127. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320799000853>
- Tabeni, S., Spirito, F. y Florencia, M. (2017). Native mammals across grazing and restored woodlands: an overview of ecological connectivity in the central monte desert. *Mastozoología Neotropical*, 24 (2), 301-312. Recuperado de <https://www.redalyc.org/jatsRepo/457/45753988005/html/index.html>
- Teillet, P. M., Guindon, B. y Goodenough, D. G. (1982). On the Slope-Aspect Correction of Multispectral Scanner Data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8(2), 84-106.
- Tiria, L., Bonilla, J. y Bonilla, C. (2018). Transformación de las coberturas vegetales y uso del suelo en la llanura amazónica colombiana: el caso de Puerto Leguízamo, Putumayo (Colombia). *Revista Colombiana de Geografía*, 27, 286-300. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0121-215X2018000200286&lng=e&nrm=iso
- Tirira, D. (2001). *Libro rojo de los mamíferos del Ecuador*. Quito: SIMBIOE/ Ecociencia/Ministerio del ambiente/UICN.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19. Recuperado de <http://www.elutis.com/wp-content/uploads/2015/07/Ontheusageandmeasurementoflandscapeconnectivity.pdf>
- Troll, C. (2003). Ecología del paisaje. *Gaceta Ecológica*, 68(2), 71-84.
- Valdez, J., Aguirre, C. y Ángeles, G. (2011). Análisis de los cambios en el uso del suelo en la Cuenca del Río Metztlán (México) usando imágenes de satélite:

1985-2007. *Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(3), 313-324. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2007-40182011000300003&lng=es&nrm=iso&tlng=en

Valencia, R., Cerón, C., Palacios, W. y Sierra, R. (1999). *Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador: Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: Ecociencia.

Varea, A. (2004). Iniciativas para conservar la biodiversidad. *Revista de Ciencias Sociales y Humanas*, 4(1), 7-43. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/4761/476150823001.pdf>

Vasco, L. (2015). *Factores locales y su influencia en la abundancia, diversidad y estructura de la comunidad de invertebrados que habitan en bromelias de dosel en un bosque nublado ecuatoriano* (Tesis de pregrado). Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.

Vilca, L. (2011). *Caracterización de las principales fuentes hídricas y lineamientos de conservación en la cuenca baja del río mira, provincia del Carchi* (Tesis de pregrado). Universidad técnica del Norte. Ibarra.

Wais de Badgen, I. (2008). *Calentamiento global*. Buenos Aires: Lumen.

Wallace, K., Laughlin, J. y Bruce D. (2017). "Exotic weeds and fluctuating microclimate can constrain native plant regeneration in urban forest restoration". *Ecological Applications*. 27 (4), 1268–127.

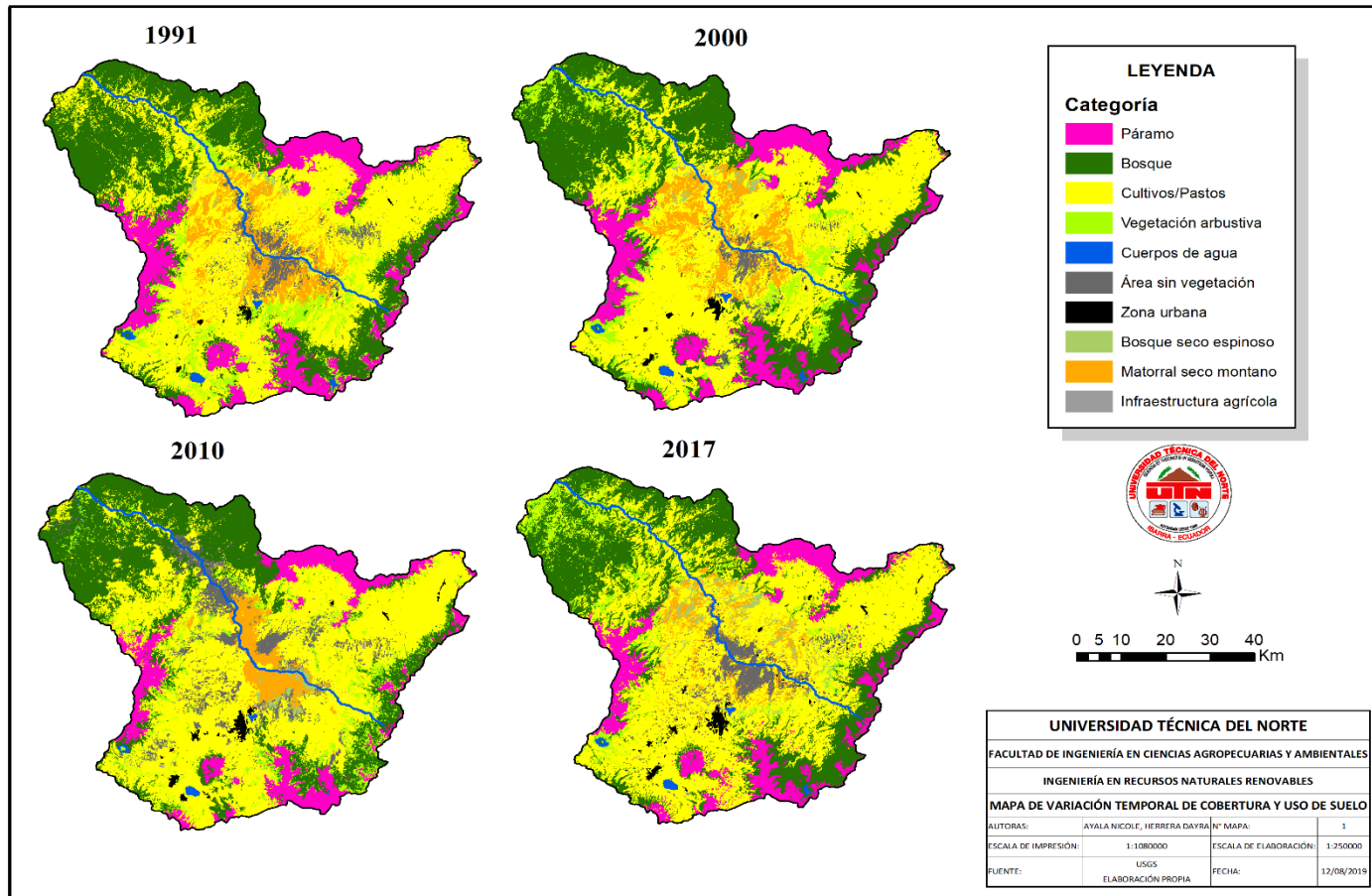
Wang, L., Wang, S., Zhou, Y., Zhu, J., Zhang, J., Hou, Y. y Liu, W. (2019). Landscape pattern variation, protection measures, and land use/land cover changes in drinking water source protection areas: A case study in Danjiangkou Reservoir, China. *Global Ecology and Conservation*, 19, 30340-3. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989419303403>.

- Weisberg, P., Ligua, E. y Pillai, R. (2007). Spatial Patterns of Pinyon–Juniper Woodland Expansion in Central Nevada. *Rangeland Ecology y Management* 60, 115–124. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1550742407500230>
- White, D., Minotti, P., Barczac, M. y Sifneos, J. (1997). Assessing Risks to Biodiversity from Future Landscape Change. *Conservation Biology*, 11(349), 16-30. Recuperado de <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1523-1739.1997.95458.x>
- Wiens, J. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshw Biol*, 47(4), 501-515. Recuperado de <http://mrwa.org/wp-content/uploads/repository/wiens2002LandscapeEcology.pdf>
- Winckell, A., Marocco, R., Winter, T., Pourrut P. y Sourdat, M. (1992). *Los paisajes naturales del Ecuador*. Quito, Ecuador: Geografía Básica del Ecuador.
- Xu, T., Gao, J. y Coco, G. (2019). Simulation of urban expansion via integrating artificial neural network with Markov chain – cellular automata. *International Journal of Geographical Information Science*, 1–24.
- Yonariza, A. y Webb, E. (2007). Rural household participation in illegal timber felling in a protected area of West Sumatra, Indonesia. *Environmental Conservation*, 34(1), 73-82. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/cfca/fc44442cefb0fc9d32ca79a3660b2253a725.pdf>
- Zeraatpisheh, M., Bakhshandeh, E., Hosseini, M. y Alavi, S. M. (2020). Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*, 363, 114-139. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Mojtaba_Zeraatpisheh/publication/338253241_Assessing_the_effects_of_deforestation_and_intensive_agriculture_on_the_soil_quality_through_digital_soil_mapping/links/5e1469c3a6fdcc2

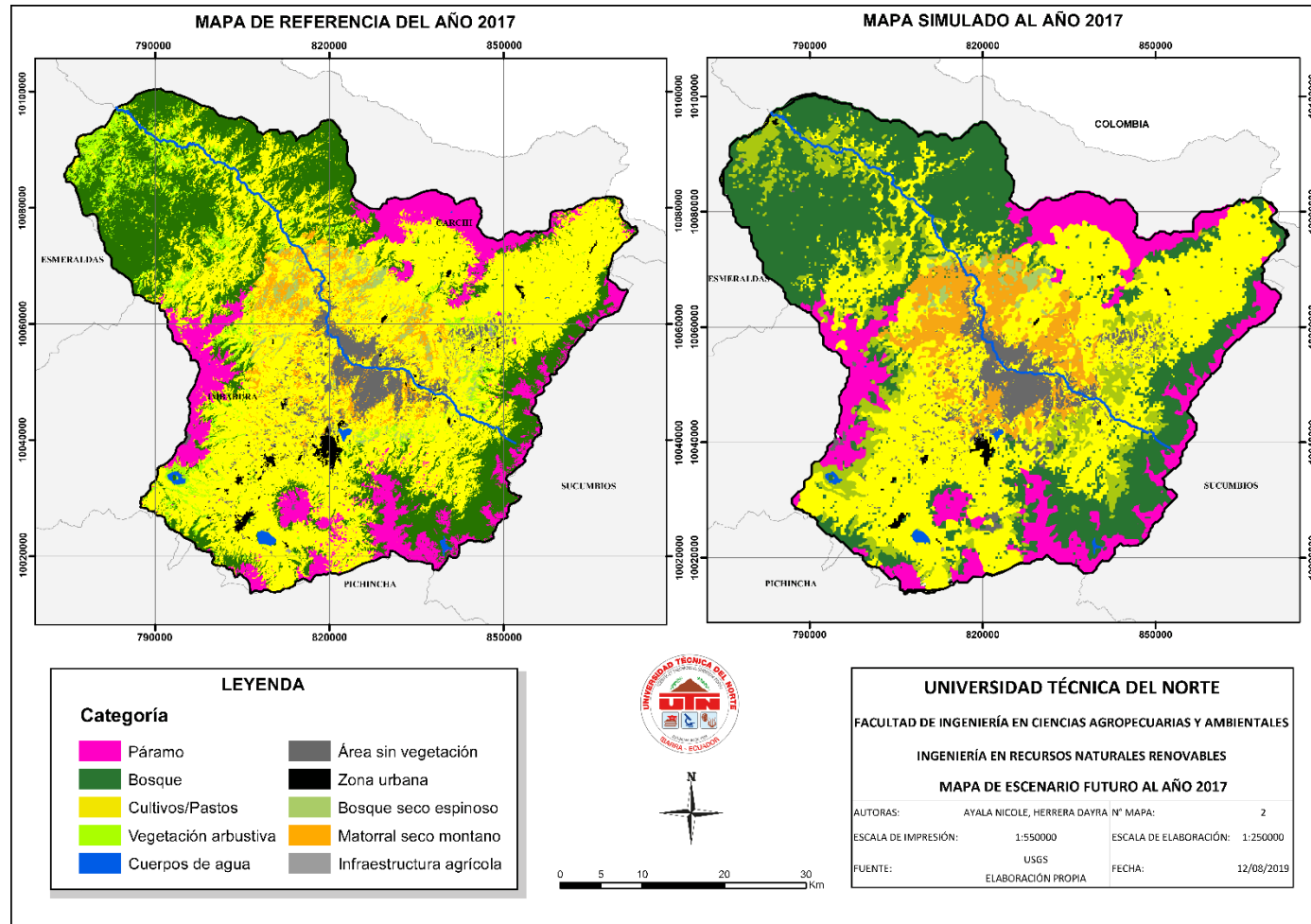
8375de485/Assessing-the-effects-of-deforestation-and-intensive-agriculture-on-the-soil-quality-through-digital-soil-mapping.pdf

ANEXOS 1. MAPAS

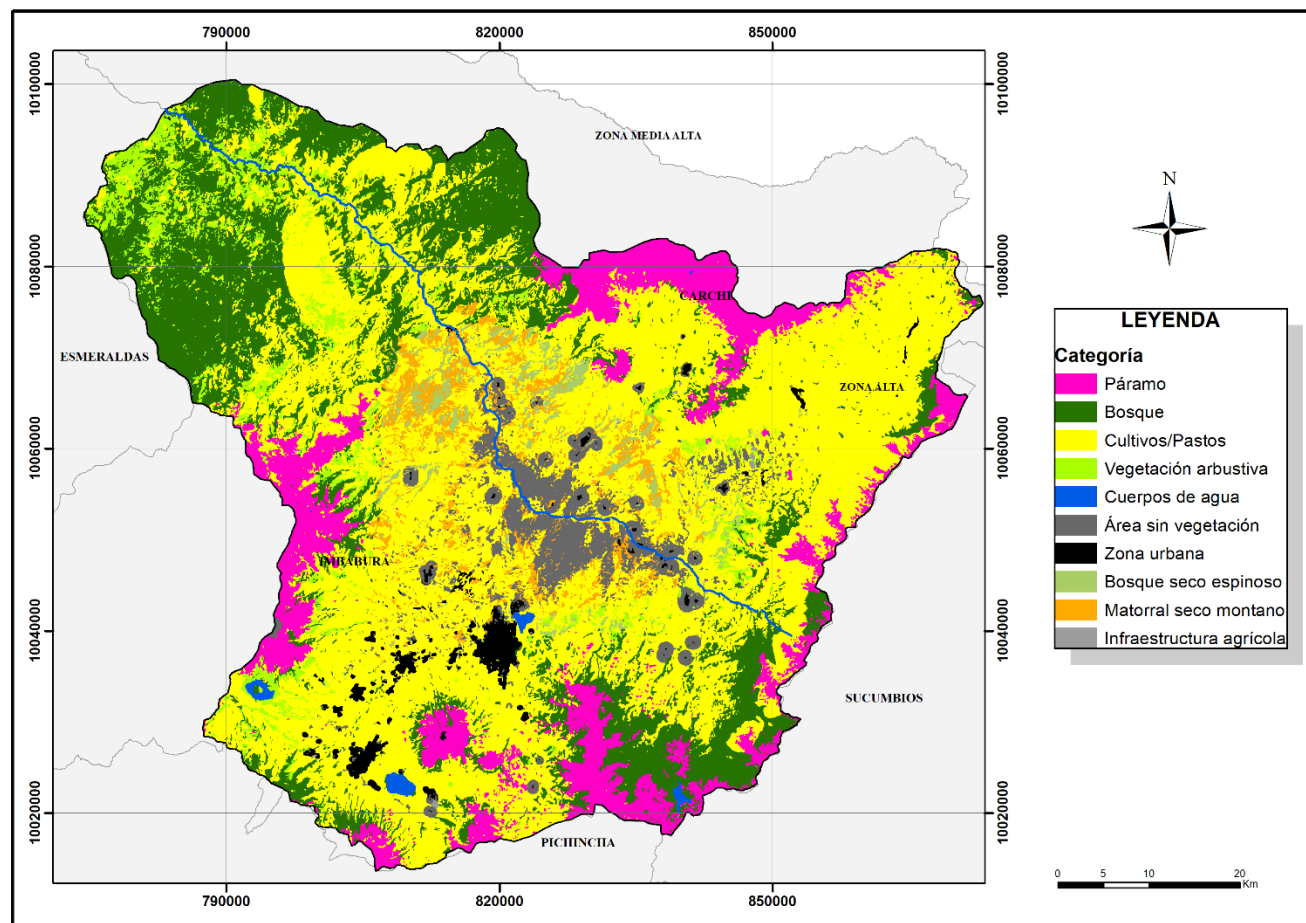
Anexo 1. Mapa de variación temporal de cobertura y uso de suelo



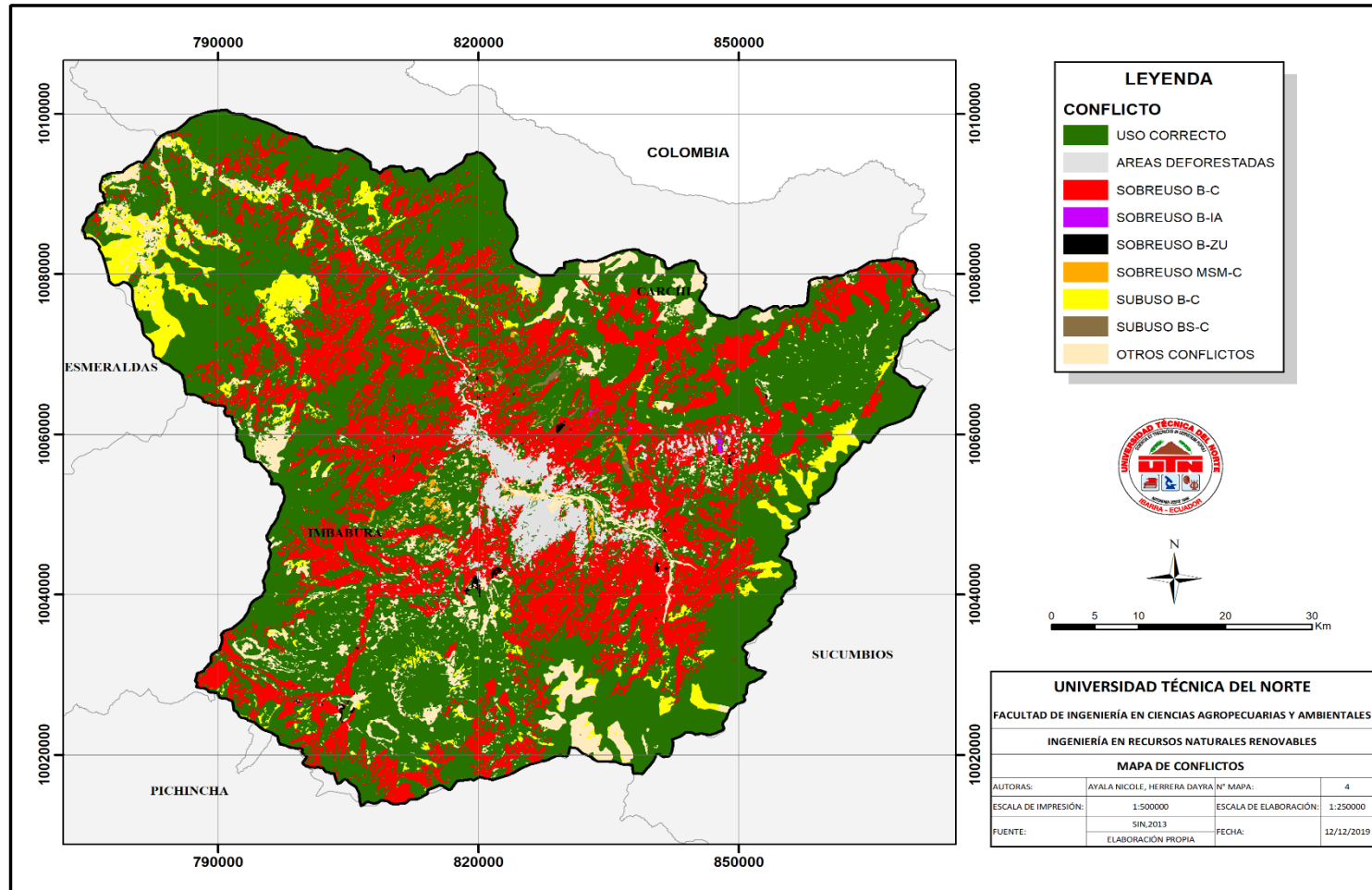
Anexo 2. Mapa de escenario futuro al año 2017



Anexo 3. Mapa de proyección de cambio al año 2043



Anexo 4. Mapa de conflictos de la cuenca media-alta del río Mira



ANEXO 2. REGISTRO FOTOGRÁFICO

Ilustración 1. Verificación en campo de las coberturas vegetales en la cuenca media-alta del río Mira.



Ilustración 2. Reserva ecológica el Ángel, Carchi



Ilustración 3. Unión del río Lita y Mira, la Bocana



Ilustración 4. Estepa espinosa montano bajo, vía Lita



Ilustración 5. Bosque muy húmedo montano, vía Lita



Ilustración 6. Bosque seco montano bajo, vía Lita



Ilustración 7. Verificación del uso de suelo cultivos/pastos, Pimampiro

