



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

“EVALUACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE BOSCOZO DE
LA CUENCA DEL RÍO MIRA: BASES PARA SU CONSERVACIÓN”

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

AUTORES:

Washington Efraín Rochina Rea

Kevin Santiago Nájera Lara

DIRECTOR:

Blgo. Jhonn James Rodríguez Echeverry, Ph.D

Ibarra-Ecuador

Febrero 2020



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

**“EVALUACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE BOSCOZO DE
LA CUENCA DEL RÍO MIRA: BASES PARA SU CONSERVACIÓN”**

Trabajo de titulación revisada por el Comité Asesor, previa a la obtención del
Título de:

INGENIEROS EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

APROBADA:

Dr. James Rodríguez Ph.D
DIRECTOR

FIRMA

Ing. Gabriel Jácome MSc.
ASESOR

FIRMA

Ing. Oscar Rosales MSc.
ASESOR

FIRMA

IBARRA – ECUADOR

Febrero, 2020



**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:	100372182-4		
APELLIDOS Y NOMBRES:	Nájera Lara Kevin Santiago		
DIRECCIÓN:	Ciudadela Municipal Yuyucocha		
EMAIL:	kevinklein661@gmail.com		
TELÉFONO FIJO:	062-510123	TELÉFONO MÓVIL:	0998333937

DATOS DE CONTACTO			
CÉDULA DE IDENTIDAD:	020222379-8		
APELLIDOS Y NOMBRES:	Rochina Rea Washington Efraín		
DIRECCIÓN:	Ibarra-Imbabura		
EMAIL:	Roshichampions@gmail.com		
TELÉFONO FIJO:		TELÉFONO MÓVIL:	0960015826

DATOS DE LA OBRA			
TÍTULO:	EVALUACION DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE BOSCOZO DE LA CUENCA DEL RIO MIRA: BASES PARA SU CONSERVACION		
AUTORES:	Rochina Rea Washington Efraín Nájera Lara Kevin Santiago		
FECHA:	21/02/2020		
SOLO PARA TRABAJOS DE GRADO			
PROGRAMA:	<input checked="" type="checkbox"/> PREGRADO <input type="checkbox"/> POSGRADO		
TITULO POR EL QUE OPTA:	Ingeniería en Recursos Naturales Renovables		
ASESOR /DIRECTOR:	Blgo. Jhonn James Rodriguez Echeverry PhD.		

2. CONSTANCIAS


Los autores manifiestan 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 son los titulares de los derechos patrimoniales, por lo que asumen la responsabilidad sobre el contenido de la misma y saldrán en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, a los 21 días del mes de febrero de 2020

LOS AUTORES:



.....
Nombre: Rochina Rea Washington Efraín



.....
Nombre: Nájera Lara Kevin Santiago

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

**CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR DEL TRABAJO DE GRADO A
FAVOR DE LA UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE**

Nosotros, WASHINGTON EFRAÍN ROCHINA REA, con cédula de identidad Nro. 0202223798 y KEVIN SANTIAGO NÁJERA LARA, con cédula de identidad Nro. 1003721824; manifestamos la voluntad de ceder a la Universidad Técnica de Norte los derechos patrimoniales consagrados en la Ley de Propiedad Intelectual del Ecuador, Artículo 4, 5 y 6, en calidad de autores de la obra de trabajo de grado denominada **EVALUACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE BOSCOZO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA: BASES PARA SU CONSERVACIÓN**, que ha sido desarrollada para optar por el título de Ingenieros en Recursos Naturales Renovables en la Universidad Técnica del Norte, quedando la Universidad Facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente. En nuestra condición de autores nos reservamos los derechos morales de la obra antes citada. En concordancia suscribo este documento en el momento que hago entrega en formato impreso y digital a la Biblioteca de la Universidad Técnica del Norte.

.....
Washington Efraín Rochina Rea

C.I. 0202223798

.....
Kevin Santiago Nájera Lara

C.I. 1003721824

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por el señor ROCHINA REA WASHINGTON EFRAÍN, con cédula de ciudadanía Nro. 020222379-8 y el señor NÁJERA LARA KEVIN SANTIAGO, con cédula de ciudadanía Nro. 100372182-4, bajo mi supervisión en calidad de director.



.....

Dr. Jhonn James Rodríguez Echeverry Ph.D
DIRECTOR

Ibarra, a los 21 días del mes de abril del 2020

REGISTRO BIBLIOGRÁFICO

Guía: FICAYA – UTN

Fecha: 21 de febrero del 2020

WASHINGTON EFRAÍN ROCHINA REA

KEVIN SANTIAGO NÁJERA LARA

EVALUACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE BOSCOZO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA: BASES PARA SU CONSERVACIÓN

TRABAJO DE GRADO

Ingenieros en Recursos Naturales Renovables, Universidad Técnica del Norte, Carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Ibarra, 21 de febrero del 2020.


DIRECTOR: Dr. Jhonn James Rodríguez Echeverry Ph.D

El objetivo de esta investigación fue evaluar la conectividad de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso en la Cuenca del Río Mira entre los años 1991, 2000 y 2017, con la finalidad de proponer estrategias para su conservación.

Ibarra, 21 de febrero del 2020



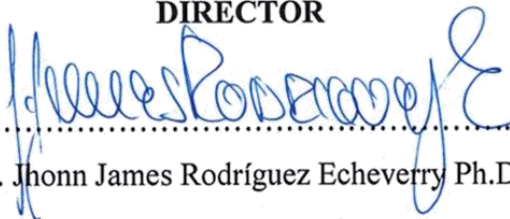
LOS AUTORES



.....
Washington Efraín Rochina Rea

.....
Kevin Santiago Nájera Lara

DIRECTOR



.....
Dr. Jhonn James Rodríguez Echeverry Ph.D

AGRADECIMIENTO

Deseo agradecer primero a Dios, por haber sido fuente inagotable de sabiduría, maestro y faro en esta etapa de mi vida.

Quiero expresar mi gratitud más sincera al PhD. James Rodríguez-Echeverry por haberme concedido la oportunidad de formar parte del Proyecto de investigación macro “Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira, Ecuador” y por haber sido un guía en la culminación del presente estudio.

A mis padres por brindarme su apoyo incondicional y por haber sido ejemplo de lucha y perseverancia.

De igual manera, deseo expresar mis agradecimientos, a mis asesores Ing. Oscar Rosales MSc y Ing. Gabriel Jácome Msc por sus aportes esenciales, los cuales permitieron dar mayor realce a esta investigación.

Washington Efraín Rochina Rea

AGRADECIMIENTO

De manera especial quiero agradecer a Dios, guía e inspiración del camino de mi vida, a mis padres que; por su apoyo y dedicación incondicional, por su ejemplo y sacrificio me permitieron culminar mi carrera profesional, de manera especial agradecer a mi profesor y director de tesis, que supo guiar esta investigación entregándome las herramientas necesarias para realizar mi trabajo de titulación.

De igual manera a mis maestros y a todos los que conforman la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, quienes compartieron sus conocimientos y experiencia en mi formación académica.

Kevin Santiago Nájera Lara

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a todas las personas que me han apoyado a cumplir esta meta. A mis padres por haber sido el pilar fundamental en la formación personal y académico, es por su incansable espíritu luchador que me encuentro aquí.

Washington Efraín Rochina Rea

DEDICATORIA

El presente trabajo de tesis está dedicado especialmente a Dios que ha sido mi fundador y norte día a día. También va dedicado con todo amor, respeto y admiración a mis padres, por ser el cimiento principal en mi vida, por su apoyo, lecciones, valores y motivación firme, que permitió que llegue hasta este instante.

A mis profesores que día a día durante el transcurso de formación en mi carrera profesional me apoyaron con sus conocimientos para destacar con mis estudios y valores, en especial a mi director de tesis, por su tiempo y por su gran apoyo al impulsar el desarrollo de este estudio.

Por otro lado, quiero dedicar de igual manera a todos aquellos familiares y amigos quienes me han apoyado durante el desarrollo de mi formación profesional, vale indicar que sin esperar nada a cambio compartieron pláticas, experiencias, consejos, recomendaciones, criterios y conocimientos.

Kevin Santiago Nájera Lara

ÍNDICE DE CONTENIDO

Contenido	Páginas
RESUMEN.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
CAPÍTULO I.....	1
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Revisión de antecedentes	1
1.2 Problema de investigación y justificación.....	5
1.3 Objetivos	7
1.3.1 <i>Objetivo general</i>	7
1.3.2 <i>Objetivos específicos</i>	7
1.4 Preguntas directrices de la investigación	7
CAPÍTULO II	9
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	9
2.1 Marco teórico referencial	9
2.1.1 Cambio de uso de suelo.....	9
2.1.1.1 Deforestación	9
2.1.1.2 Fragmentación.....	9
2.1.2 Ecología de paisaje.....	10
2.1.2.1 Paisaje	10
2.1.2.2 Atributos del paisaje.....	10
2.1.2.3 Métricas del paisaje.....	11
2.1.2.4 Conectividad	11
2.1.3 Conservación.....	12
2.1.4 Ecosistema boscoso.....	12
2.2 Marco legal.....	14
2.2.1 Constitución de la República del Ecuador	14
2.2.2 Convenio sobre Diversidad Biológica	15
2.2.3 Código Orgánico Ambiental	16
2.2.4 Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021. Toda una Vida	16
CAPÍTULO III.....	18

3. METODOLOGÍA	18
3.1 Descripción del área de estudio.....	18
3.1.1 Hidrología y relieve.....	19
3.1.2 Orografía	20
3.1.3 Características climáticas	20
3.1.4 Uso del suelo	20
3.1.5 Cobertura vegetal	21
3.2 Metodología	21
3.2.1 Identificación de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso	21
3.2.2 Análisis de los cambios en la composición y configuración espacial.....	23
3.2.3 Estrategias de conservación en base al diseño de corredores ecológicos	26
3.2.3.1 Identificación de los nodos de importancia para mantener la conectividad del paisaje.....	27
3.2.3.2 Índice de conectividad.....	27
3.2.3.3 Modelación de corredores ecológicos	28
3.2.4 Materiales y equipos	30
CAPÍTULO IV	31
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
4.1 Identificación de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso	31
4.1.1 Tipos de ecosistemas en el paisaje	31
4.1.2 Tipos de hábitat para los ecosistemas boscosos	32
4.1.4 Diversidad de hábitats de ecosistemas a nivel de paisaje	38
4.2 Cambios en la composición y configuración espacial del paisaje	40
4.3 Estrategias de conectividad	50
CAPÍTULO V	61
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	61
5.1 Conclusiones	61
5.2 Recomendaciones.....	62
REFERENCIAS	63
ANEXOS	73

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de la cuenca del río Mira.....	19
Tabla 2. Métricas de clase del software FRAGSTATS versión 4.2.....	24
Tabla 3. Tabla de materiales y equipo, de campo y oficina.....	30
Tabla 4. Ecosistemas boscosos identificados en la cuenca del río Mira, en Ecuador	32
Tabla 5. Tipos de hábitat para los ecosistemas, arbustal siempreverde montano del norte de los Andes (asm-NA), bosque húmedo Pre- montano (bh-P) y bosque muy húmedo montano (bmh-M), indicando su respectiva área en el período de estudio 1991-2017	32
Tabla 6. Tipos de hábitats para los ecosistemas, bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes (bsmb-CO), bosque muy húmedo pre- montano (bmh-P), bosque pluvial montano (bp-M) y bosque pluvial pre-montano (bp-P) indicando su respectiva área en el período de estudio 1991-2017.....	33
Tabla 7. Tipos de hábitats para los ecosistemas; Matorral seco interandino (ms-I), bosque seco montano bajo (bsm-B) y bosque seco espinoso (bs-E) indicando su respectiva área en el período de estudio 1991-2017	34
Tabla 8. Características de los zonas climáticas y órdenes de suelos	35
Tabla 9. Diversidad de hábitats en los ecosistemas boscosos en los años 1991, 2000 y 2017.....	37
Tabla 10. Áreas de los diferentes tipos de ecosistemas de la cuenca del Río Mira, comprendida entre los años 1991, 2000 y 2017.....	41
Tabla 11. Densidad de parche en hectáreas para cada ecosistema en la cuenca del Río Mira, para los años 1991, 2000 y 2017	43
Tabla 12. Índice de proximidad media para los distintos ecosistemas del paisaje de la cuenca del río Mira, para los años 1991, 2000 y 2017.....	45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Mira, Ecuador.....	18
Figura 2. Red de drenajes de la cuenca del río Mira.....	19
Figura 3. Diagrama del proceso metodológico empleado para la identificación de la diversidad de hábitats de la cuenca del río Mira, Ecuador.....	23
Figura 4. Diagrama del proceso metodológico empleado para evaluar los cambios en la composición y configuración del paisaje de la cuenca del río Mira, Ecuador.	26
Figura 5. Diagrama del proceso metodológico utilizado para crear corredores ecológicos en el paisaje de la cuenca del río Mira, Ecuador.....	29
Figura 6. Distribución espacial de los diez tipos de ecosistemas boscosos en los años 1991, 2000 y 2017.	31
Figura 7. Diversidad de hábitats de ecosistemas boscoso en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. Diversidad Baja=0-1, Diversidad Media=1-2; Diversidad alta = >2.....	37
Figura 8. Diversidad de hábitats de ecosistemas boscosos a nivel de paisaje en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. Diversidad Nula=0; Diversidad Baja=0-1, Diversidad Media=1-2; Diversidad alta= >2.	38
Figura 9. Área total, ganancias y pérdidas para cada ecosistema y cobertura de uso antrópico como un porcentaje del área de estudio para los periodos 1991-2000 y 2000-2017.	41
Figura 10. Variación del número de parches de las coberturas y ecosistemas evaluados en la cuenca del río Mira, mediante el programa Fragstats v. 4.2. para los años 1991, 2000 y 2017.	42
Figura 11. Cambios de densidad de parche en las coberturas boscosas y de uso antrópico, dentro de la cuenca del río Mira, para los periodos 1991-2000 y 2000-2017.....	43
Figura 12. Índice de parche más grande en los distintos ecosistemas de la cuenca del río Mira para los años 1991, 2000 y 2017.....	44

Figura 13. Índice de agregación de los ecosistemas evaluados, en donde se evidencia que tan agregados se encontraban y cuál fue su tendencia en los años 1991, 2000 y 2017.....	46
Figura 14. Cambios en la longitud de borde de cada ecosistema evaluado en la cuenca del río Mira representadas en km, para los años 1991, 2000 y 2017.....	47
Figura 15. Variación del área núcleo total de las coberturas vegetales en la cuenca del Río Mira representadas en ha, para los periodos 1991, 2000 y 2017.....	48
Figura 16. Importancia de cada uno de los parches para la conectividad global de hábitat en el paisaje de bosque seco montano bajo (dIIC, %)......	50
Figura 17. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del bosque seco montano bajo de acuerdo con la fracción dIICintria (%)......	51
Figura 18. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del bosque seco montano bajo de acuerdo con la fracción dIICflux (%)......	52
Figura 19. Corredor ecológico estructural para el ecosistema bosque seco montano bajo consistente de 6 nodos o fragmentos de bosque importantes conectados por 5 enlaces.	52
Figura 20. Importancia de cada uno de los parches para la conectividad global de hábitat en el paisaje de bosque muy húmedo pre-montano (dIIC, %).	53
Figura 21. Importancia de los parches, bosque muy húmedo pre-montano, dIICintria (%).	54
Figura 22. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del bosque muy húmedo pre-montano de acuerdo con la fracción dIICflux (%).	54
Figura 23. Corredor ecológico estructural para el ecosistema bosque muy húmedo pre-montano consistente de 5 nodos o fragmentos de bosque importantes conectados por 4 enlaces.	55
Figura 24. Importancia para la conectividad de los parches del matorral seco interandino.....	56
Figura 25. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del matorral seco interandino de acuerdo con la fracción dIICintria (%)......	56
Figura 26. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del matorral seco interandino de acuerdo con la fracción dIICflux (%)......	57

Figura 27. Corredor ecológico estructural para el ecosistema matorral seco interandino consistente de 35 nodos o fragmentos de bosque importantes conectados por 34 enlaces..... 58

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

EVALUACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE BOSCOZO DE
LA CUENCA DEL RÍO MIRA: BASES PARA SU CONSERVACIÓN

Trabajo de titulación

Nombres de los estudiantes: Washington Efraín Rochina Rea
Kevin Santiago Nájera Lara

RESUMEN

La conectividad de los paisajes boscosos constituye un indicador esencial que revela la calidad del hábitat ecológico. Evaluar los cambios en la conectividad debido al incremento de la población humana y el cambio de uso del suelo permiten entender de qué manera se alteran y cómo se encuentran los patrones espaciales de los ecosistemas. En este sentido, se evaluó la conectividad de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso en la Cuenca del río Mira-Ecuador entre los años 1991, 2000 y 2017, con la finalidad de proponer estrategias para su conservación. Se usaron mapas de cobertura y uso de la tierra, derivados de imágenes satelitales, los cuales se emplearon para evaluar los patrones de deforestación y fragmentación del paisaje boscoso, mismos que fueron procesados y examinados usando SIG. Los análisis revelaron que hubo pérdidas de diversidad de hábitat de 0.11 y 0.08 en los ecosistemas, Matorral seco interandino y el bosque húmedo premontano. Además, se registró una alta tasa de deforestación anual para Matorral seco interandino, bosque seco montano bajo y bosque muy húmedo pre-montano (2.4%, 1.5%, 0.7% por año respectivamente). El índice de paisaje ecológico mostró que los diferentes parches boscosos estaban dispersos y altamente fragmentados. Se identificaron de forma integral los parches claves para establecer estrategias de conservación, en los cuales se diseñó corredores ecológicos como mecanismo para mantener y preservar la conectividad del paisaje boscoso. El presente estudio sugiere que estos esfuerzos para la conservación de diversidad de hábitat y los ecosistemas sean parte integral de las políticas ambientales que deberían ser adoptadas por el gobierno ecuatoriano.

Palabras clave: Cambio de uso de suelo, Conectividad, Hábitat, Métricas de paisaje, Paisaje boscoso, Patrones espaciales.

ABSTRACT

Connectivity of forested landscapes is an essential indicator revealing the quality of the ecological habitat. Assessing changes in connectivity due to increased human populations and land use change help to understand how the spatial patterns of ecosystems are altered. The diversity of habitats of the wooded landscape connectivity was evaluated in the watershed of Mira river in Ecuador between 1991, 2000 and 2017, in order to propose strategies for their conservation. A system of land cover maps derived from satellite imagery, were used in order assess patterns of deforestation and fragmentation of the wooded landscape using geographic information system (GIS). The analysis revealed that there was loss of habitat diversity of 0.11 and 0.08 in ecosystems, inter-Andean dry scrubland and premontane humid forest. In addition, there was a high rate of annual deforestation for inter-Andean dry scrub, dry forest premontane low and very humid premontane forest (2.4%, 1.5%, 0.7% per year respectively). The landscape ecological index showed that different forest patches were scattered and highly fragmented. Key patches identified helped to establish conservation strategies and to design a mechanism of green corridors for keeping and preserving the connectivity of wooded landscape. The present study suggests that efforts for the conservation of ecosystems and habitat diversity is an integral part of the environmental policies that should be adopted by the Ecuadorian Government.

Key words: Land-use change, Connectivity, Habitat, Landscape metrics, Forested landscape, Spatial patterns.

CAPÍTULO I

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Revisión de antecedentes

El cambio de uso de suelo es considerado como el principal conductor de cambio global, debido a su magnitud, alcance y velocidad, con la que ocurre (Lambin, Baulies, Bockstael, Fischer y Krug, 1999). El cambio de uso de suelo puede conducir a la pérdida y fragmentación de hábitat boscoso (Rodríguez-Echeverry, Fuentes, Leiton y Jaque, 2018), los cuales son procesos dinámicos que generan que un determinado hábitat se pierda completamente o sea reducido a parches o islas de menor tamaño, con diferentes grados de conexión entre sí, en una matriz de hábitat diferente al original (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009; Echeverría, Bolados, Rodríguez-Echeverry, Aguayo y Premoli, 2014). Este proceso de origen antrópico modifica la conectividad, densidad, forma y área de los parches de bosque (Lindenmayer y Fischer, 2006). Estos cambios pueden alterar la estructura, composición y función de los ecosistemas (Echeverría, Coomes, Salas, Lara y Newton, 2006), lo que afecta la calidad y diversidad de hábitats boscosos, alterando a su vez, la biodiversidad que alberga, la provisión de los servicios ecosistémicos y pone en peligro de extinción local y global a los ecosistemas más vulnerables (Rodríguez-Echeverry, Echeverría y Nahuelhual, 2015).

Los impactos del cambio de uso del suelo sobre paisajes boscosos requieren ser investigados, ya que la comprensión de esta, permitiría entender de qué manera se alteran y cómo se encuentran los patrones espaciales de los ecosistemas (Rodríguez-Echeverry et al., 2017). Es decir, como se altera la composición que hace referencia a los diferentes tipos de hábitat y la diversidad de estos, y la configuración espacial que hace referencia a la distribución espacial de los diferentes tipos de hábitat (Echeverría et al., 2014). Este tipo de estudios proveería información clave para la elaboración de estrategias de conservación para la diversidad de hábitats de ecosistemas amenazados en paisajes con alta prioridad de conservación.

Los mayores impactos del cambio de uso del suelo sobre la biodiversidad han ocurrido a nivel de hábitat de ecosistemas nativos (Rodríguez-Echeverry et al.,

2018). Los impactos en la biodiversidad a nivel de hábitat de ecosistemas nativos por lo general han implicado alteraciones en la producción de servicios ecosistémicos y en consecuencia afectaciones al bienestar humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por lo tanto, la necesidad de conservar la biodiversidad a nivel de hábitat de ecosistemas nativos y producción de servicios ecosistémicos dentro de paisajes antrópicos ha sido ampliamente reconocida por los tomadores de decisiones (Iverson et al., 2014), ya que este tipo de acciones permitiría mantener múltiples beneficios para las poblaciones humanas que habitan este tipo de paisaje.

En este contexto, se han realizado diferentes análisis sobre los impactos del cambio de uso del suelo utilizando índices o métricas de paisaje, las cuales permiten analizar los cambios de los patrones espaciales. En Chiapas México, Cayuela, Benayas y Echeverría (2006), determinaron un aumento en el número de fragmentos de bosque (3 520-10 542), densidad de parche (1.0-3.2 parches / 100 ha), y longitud de borde total (24 781-38 400 km). En Chile, Rodríguez-Echeverry et al. (2018), analizaron el patrón espacial del ecosistema de bosque nativo en la comuna de Arauco 1990 hasta 2010, Chile, donde la pérdida del ecosistema boscoso nativo fue de 40.7% (tasa de pérdida de 4.39% por año). En Colombia, Armenteras, Gast y Villareal, (2003), analizaron la fragmentación del bosque andino y la representatividad de las áreas naturales protegidas en los Andes orientales donde se evidencia que 7 de los 11 parques nacionales estudiados muestran un cierto grado de transformación debido a las actividades humanas.

En cuanto a la pérdida de cobertura boscosa el estudio realizado por Goldewijk (2001), determinó que tan solo del año 1700 a 1990, 1621 millones de hectáreas fueron transformadas en tierras agrícolas y 2927 millones fueron convertidas en zonas de pastoreo, de los cuales 885 millones comprendían bosques y 565 millones a sabanas. Adicionalmente, otro estudio realizado por Ramankutty y Foley (1999), estableció que entre los años 1700 y 1992, 1621 millones de hectáreas fueron destinadas para la agricultura.

Las mayores pérdidas de coberturas forestales ocurrieron en Sitios del Patrimonio Mundial Natural (NWHS). En el año 2000, existían 433 173 km² de cobertura forestal dentro de todos los sitios NWHS, sin embargo, para finales del año 2012, el área de cobertura forestal que se perdió fue de 7271 km² (Allan, Venter et al., 2017). Según la última evaluación realizada por la FAO (2015), sobre la degradación de los recursos naturales forestales, la deforestación se ha desacelerado, de una tasa promedio anual de 0.18% a inicios del siglo XX a 0.08% para el periodo 2010-2015. En contraste a esta tendencia el estudio realizado por Kim, Sexton y Townshend (2011), demostró que la deforestación a nivel mundial se ha incrementado en un 62% entre los años 1990-2000.

Bocco, Mendoza y Masera (2001), en su investigación sobre la dinámica del cambio de uso de suelo en la ciudad de Michoacán-México, revelaron que en tan solo un periodo de 18 años se perdieron 513 644 ha de bosques y 308 292 ha que correspondían a selvas tropicales, con una tasa de deforestación de 1.8% y 1% anual respectivamente. Por otro lado, el análisis de la pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) realizado por Bizama et al. (2011), estableció que entre los años 1900 y 1998 hubo una pérdida de 675 519 ha de bosque nativo que correspondió al 23% de la superficie total presente en la cuenca.

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2006) el desgaste mundial de áreas de bosque nativo durante el período 2000-2005 fue aproximadamente en -7.3×10^6 ha/año. La mayor tasa de bosque que se ha perdido se ha registrado en el continente de Sur América, donde Ecuador es el país con la mayor tasa de deforestación en relación con su área. La causa con mayor importancia ha sido el vertiginoso incremento poblacional en las últimas décadas y más aún cuando en el país alrededor del 46% de la población habita en la sierra (área montañosa), lo que ha generado por el reemplazo de cobertura natural para usarlas como tierras agrícolas (FAO, 2006).

En Ecuador el estudio realizado por Lloré y Rodríguez (2005) en la subcuenca del río Chota que a su vez es parte de la cuenca del río Mira, menciona que las prácticas agrícolas inoportunas han aumentado el ritmo de erosión de sus hábitats y de igual manera se ha producido la disminución de fuentes de agua dulce, provocando de esta manera problemas ambientales por uso inadecuado de los recursos naturales. Por otro lado, el estudio elaborado por Lasso (2010) en la provincia del Carchi, indica que la cuenca más importante a nivel provincial es la cuenca del río Mira y afirma que existen bosques protectores que no están siendo manejados de forma correcta, dando como resultado, la pérdida de conectividad con el paisaje boscoso.

La existencia de temas que se refieren a la restauración de paisaje ayudan a entender la conectividad entre ecosistemas, de esta manera la investigación realizada por Colorado, Vásquez y Mazo (2017), indica que una técnica para el mantenimiento del paisaje es la realización de corredores biológicos que proporcionen la conectividad de los elementos bióticos. Aunque el funcionamiento de esta técnica se limita cuando existe poca planeación al momento de diseñar y establecer los corredores de conectividad regidos a una serie de métodos detallados y rigurosos. El planteamiento de corredores biológicos en zonas fragmentadas por el cambio de uso de suelo es muy usado en sitios donde la biodiversidad es alta, y susceptible a su disminución por la demanda de las personas hacia los servicios ecosistémicos.

Hasta la fecha en la cuenca del río Mira no se han registrado estudios de ecología del paisaje a nivel de hábitat, que evalúe los cambios de los patrones espaciales del paisaje boscoso, los cuales permitirían conocer cómo ha cambiado y cómo se encuentra su conectividad, por lo cual surge la necesidad de estudiar el estado actual y proponer estrategias de conservación para los diversos tipos de ecosistemas. El Ministerio del Ambiente del Ecuador (2010), menciona que la generación de bases de planificación de la conservación dentro del territorio ecuatoriano deben ser mediante la ejecución de políticas y estrategias que hayan sido relacionadas con la conservación, defensa y uso sustentable de la biodiversidad; como también encargadas a la protección de áreas fragmentadas. Las políticas ambientales deben

estar encaminadas a la elaboración de bases para generar estrategias de conservación.

1.2 Problema de investigación y justificación

La región de Mesoamérica, Andes tropicales y Chocó están reconocidas como unidades biogeográficas y se constituyen como centro prioritario de conservación mundial de la biodiversidad (hotspot), debido a la riqueza, abundancia y endemismo de especies, como a su alta vulnerabilidad (Sarkar, Sanchez-Cordero, Londoño y Fuller, 2009). Según Pla y Matteucci (2001), la biodiversidad es la riqueza, abundancia e interacción entre genes, especies, ecosistemas y hábitats dentro de un paisaje, los cuales pueden estar conformados por diversos ecosistemas y dependiendo de la diversidad de vegetación estos pueden ser; boscosos y no boscosos (Muñoz, 2004). Los paisajes boscosos brindan múltiples servicios ecosistémicos, los cuales son definidos como los beneficios que los ecosistemas brindan a la humanidad (European Commission, 2010). Sin embargo, hoy en día afrontan problemas, tales como: la fragmentación y pérdida de cobertura vegetal. En consecuencia, urge el interés de generar estudios de conservación y restauración de biodiversidad que conlleve a la conectividad de los ecosistemas.

Las coberturas forestales de las Américas y el Caribe han acelerado su cambio debido al crecimiento de las poblaciones humanas y el uso intensivo de la tierra. Empleando los criterios de la lista Roja de los Ecosistemas de la UICN, junto con los análisis de costo-eficiencia se determinó que el 85% de los bosques actuales se encuentran potencialmente amenazada. De los cuales doce de ellos están en peligro crítico debido a sus antecedentes y a su proyección realizada, sin embargo, las puntuaciones más altas de amenaza corresponden a los Bosques Secos Tropicales (Ferrer-Paris et al., 2018).

La necesidad de evaluar el impacto que genera la fragmentación de hábitats se refleja en que el cambio de uso del suelo, el cual es inducido por el hombre generando pérdida de bosques nativos, y como consecuencia, esta pérdida ha provocado una disminución en la provisión de los servicios ecosistémicos, de tal

manera que es necesario elaborar estrategias de conectividad en los ecosistemas manteniendo la calidad de estos servicios (Rodríguez-Echeverry, Echeverría y Oyarzún, 2018).

En Ecuador se puede encontrar una gran variedad de ecosistemas. Ríos (2011) plantea que un ecosistema es un área de tamaño no homogéneo y versátil, que posee un vínculo de sus unidades físicas (abióticos) y biológicas (bióticos), distribuidos de tal manera que al modificar un componente genere un desequilibrio de todo el ecosistema. Por lo tanto, a nivel de hábitat cuando existe fragmentación, se puede ver afectada la biodiversidad desde modificaciones en la genética dentro de poblaciones hasta su distribución, de manera que una especie pueda progresar en una matriz de uso humano sobreviviendo a este tipo de desequilibrio que se perpetra en cada hábitat por la fragmentación de los paisajes (Morláns, 2000).

Los estudios realizados en el Corredor de Conservación Choco-Manabí demuestran los efectos negativos de la fragmentación ya que afecta a la funcionalidad de los ecosistemas y a la provisión de bienes y servicios que estos brindan para las poblaciones asentadas en las cercanías de estas zonas (Echeverry y Harper, 2009). Por su parte, el estudio realizado por Albán (2015), menciona que la destrucción del bosque natural, producido por el avance de la frontera agrícola puede llegar a aumentar la pérdida de masa boscosa en un 12% aproximadamente.

La zona norte del Ecuador cuenta con reservas y parques naturales, que desde el punto de vista ecológico crean sostenibilidad en cuanto a la disposición de recursos utilizados como suministros para los poblados que se ubican en la zona, manteniendo un valor importante a nivel de paisaje. Además, cuenta con vertientes interiores de cuenca interandina norte, las cuales están conformados por las elevaciones situadas en la cuenca alta del río Mira (Senplades, 2015). La cuenca del río Mira está conformada por variedad de ecosistemas, susceptibles a la fragmentación producidas por las distintas actividades antropogénicas como: el cambio de uso de suelo, sobrepastoreo, extracción de madera, entre otros, que

impacta al paisaje, de tal manera que genera la pérdida de conectividad de los hábitats que lo conforman (Ponce, 2008).

El presente trabajo de titulación forma parte del Proyecto de investigación macro “Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira, Ecuador”, bajo la dirección del PhD James Rodríguez. Proyecto de investigación macro que se encuentra aprobado por el Honorable Consejo de la Facultad de Ingeniería Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte.

1.3 Objetivos

1.3.1 *Objetivo general*

- Evaluar la conectividad de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso en la Cuenca del Río Mira entre los años 1991, 2000 y 2017, con la finalidad de proponer estrategias para su conservación.

1.3.2 *Objetivos específicos*

- Identificar la diversidad de hábitats del paisaje boscoso mediante modelos espacialmente explícitos en el período de estudio 1991-2017.
- Analizar los cambios en la composición y configuración espacial de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso en el año 1991, 2000 y 2017 a través de índices de paisaje.
- Proponer estrategias de conectividad que permitan conservar e incrementar la diversidad de hábitats de los paisajes boscosos más afectados.

1.4 Preguntas directrices de la investigación

La evaluación de conectividad del paisaje boscoso plantea responder a las siguientes interrogantes:

- ¿Cuál es la diversidad de hábitats del paisaje boscoso para el período de estudio 1991-2017?

- ¿Cómo ha cambiado la composición y configuración espacial de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso entre los años 1991, 2000 y 2017?
- ¿Cuáles son las estrategias de conectividad que permiten conservar e incrementar la diversidad de hábitats de los paisajes boscosos con mayor afectación?

CAPÍTULO II

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Marco teórico referencial

Este capítulo abarca una compilación bibliográfica de artículos científicos y libros que posibilitaron sustentar información fundamental para este estudio.

2.1.1 Cambio de uso de suelo

Señala la diversidad de usos antrópicos que se le da al recurso provocando de esta manera cambios asociados con el uso de recursos naturales, actividades económicas no sustentables para satisfacer necesidades de los habitantes locales e inmigrantes que proceden de otras áreas rurales o ciudades. Por lo general, los cambios de uso de suelo empiezan con procesos de deforestación, la cual da apertura a áreas agrícolas, se extiende con sitios de pastizales y finalmente el suelo se abandona por causas de erosión o se ocupa el territorio para asentamientos humanos (Velázquez, Siebe y Bocco, 2014).

2.1.1.1 Deforestación

Constituye un tipo de perturbación humana que ha generado graves problemas ecológicos en diferentes zonas geográficas del mundo (Sala et al. 2000). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, (2004), reconoce a la deforestación como pérdida de bosque nativo, dado por el aprovechamiento a gran escala del recurso vegetal para desarrollar infraestructuras, uso de terreno para el sector agrícola y un aprovechamiento maderero, la deforestación a gran escala conlleva a la degradación forestal.

2.1.1.2 Fragmentación

La fragmentación es un proceso de cambio en el paisaje que divide lo que originalmente era una superficie continua de vegetación, en un conjunto de fragmentos desconectados y aislados entre sí con propiedades distintas a las del hábitat original, que se da a partir de un disturbio natural o por las actividades antrópicas, las cuales provocan: Pérdida de diversidad de hábitat a escala de paisaje,

aumento de efecto de borde, pérdida de hábitat y afectación a la calidad de la matriz, perturbando los patrones espaciales del paisaje (García, 2011; Salazar, Mendoza, Ochoa-Gaona, Ku-Quej y Hidalgo-Mihart, 2017). Para medir la fragmentación de un hábitat se debe cuantificar los cambios en los patrones espaciales entre los diferentes parches (Turner, Gardner y Neill, 2001).

2.1.2 Ecología de paisaje

Refiere a la escuela del pensamiento ecológico, que ha consolidado con el pasar de los años la visión completa de los ecosistemas y así poder ejecutar estudios que permitan entender el funcionamiento del paisaje como un todo (Troll, 1962).

2.1.2.1 Paisaje

Se conceptualiza como una unidad del territorio compuesta por una variedad de elementos (tipos de hábitats, formaciones vegetales y usos de suelo) que producen un área espacialmente diversa cuya superficie puede ir de hectáreas a varios kilómetros cuadrados (Etter, 1991).

2.1.2.2 Atributos del paisaje

Son los componentes que posee el paisaje y a su vez se los conoce como elementos formadores, los cuales crean las relaciones o procesos ecológicos. El paisaje se caracteriza en base a tres principales atributos (Turner, 1989).

- **Patrón espacial del paisaje.** Los patrones espaciales son atributos del paisaje constituido por la composición y configuración de la estructura de este, los cuales pueden verse afectados por la fragmentación y son reflejados en la estructura del paisaje como, forma, tamaño o posición (Turner, 1989). La composición del paisaje son los tipos de hábitat presentes, mientras que la configuración describe la distribución espacial de esos hábitats en el paisaje (Wiens, 2002).
- **Procesos del paisaje.** Conocidos también como funciones del paisaje o procesos ecológicos, son los encargados del flujo de materia, energía y distribución de disturbios. Estos procesos son espacialmente dependientes de los patrones espaciales del paisaje (Turner 1989, Wiens 2002).

- **Procesos ecológicos.** Hacen referencia a la dinámica del ciclo de nutrientes y mantienen una relación con los patrones de paisaje ya que existe retroalimentación en cuanto a ciclos de nutrientes y con el cambio de uso de suelo debido a que la composición, configuración y procesos cambian de acuerdo con el aprovechamiento antrópico en el paso del tiempo (Echeverría, Rodríguez, Bolados y Aguayo, 2014).

2.1.2.3 Métricas del paisaje

Las métricas o índices de paisaje permiten cuantificar los cambios de los patrones espaciales, son usadas para el análisis de la composición y configuración espacial de los elementos que posee el paisaje. Por lo tanto, se debe seleccionar cuidadosamente las métricas a usar dependiendo el paisaje en estudio (Echeverría et al., 2014).

2.1.2.4 Conectividad

La conectividad de los elementos bióticos y abióticos que integran un paisaje boscoso ayuda al intercambio de energía, mediante el cual las personas aprovechan de estos elementos como un recurso para sus necesidades productivas. Laita, Kotiaho y Mönkkönen (2011), menciona que la conectividad del paisaje es primordial para mantener y conservar la estabilidad de los procesos ecológicos que se encuentran interrelacionados entre sí. Sin embargo, el aprovechamiento insostenible de los recursos naturales genera impactos importantes en la conectividad de los ecosistemas y en su biodiversidad (Rodríguez-Echeverría, Echeverría, Oyarzún y Morales, 2017). Por lo tanto, al afectar la conectividad que poseen los distintos ecosistemas, se considera que los servicios ecosistémicos existentes son propensos a su pérdida o disminución. En este sentido, el mantenimiento de la conectividad se convierte en algo indispensable para la ejecución de estrategias de conservación y protección del ecosistema.

2.1.3 Conservación

Es la gestión del uso de los recursos naturales por el ser humano, de manera que produzca el mayor beneficio y sostenibilidad para las generaciones actuales y protegiendo su potencialidad para las generaciones futuras (UICN, 2011)

2.1.4 Ecosistema boscoso

Los paisajes boscosos, son áreas naturales estructurados por uno o más ecosistemas forestales, que contiene masa arbórea ya sea en mayor o en menor medida, la cual puede estar de forma homogénea o aislada (Ramos, 2004).

- **Matorral seco interandino**

Está ubicada en los valles interandinos, su rango altitudinal esta entre los 1100 y 2000 m. En este tipo de ecosistema la intervención antrópica ha sido muy severa desde los tiempos de la precolonia, por lo que actualmente predomina la vegetación de tipo matorral. En las hondonadas por sus características de suelo y de humedad se puede encontrar bosques de *Acacia macracantha*, *Anadenanthera colubrina*, *Ceiba insignis* y *Cybistax antisiphilitica*, cuyos doseles pueden llegar hasta los 12 m de altura (Aguirre, 2006).

- **Bosque seco espinoso**

Se localiza en el sur-occidente del país, esencialmente en las partes más secas y cálidas que se hallen continuas al Océano Pacífico. En este tipo de ecosistema las especies vegetales pierden sus hojas durante la estación seca, los rangos de altitud en la cual se sitúa van desde los 200 hasta los 1000 m s.n.m (Aguirre, 2006).

- **Bosque húmedo pre-montano**

Este ecosistema se localiza en el noroccidente del país, además se los puede encontrar en las estribaciones externas de la cordillera occidental, como: la confluencia del río de la Plata en el Chota. Esta zona de vida se ubica en un rango altitudinal que va desde los 300 hasta los 2000 m. Su temperatura promedio anual fluctúa entre los 18 y 24°C y recibe una precipitación anual de e 1000 y 2000 mm (Aguirre, 2006).

- **Bosque muy húmedo pre-montano**

Esta zona constituye una faja montañosa que se extiende de norte a sur del Ecuador. En lo que respecta a los rangos de temperatura y precipitación son similares a los del bosque húmedo pre-montano, la diferencia es que en este ecosistema las precipitaciones promedio anuales oscilan entre los 2000 y 4000 mm. La alta pluviosidad de este ecosistema es el producto de una superposición de lluvias originados por los vientos que ascienden por las vertientes de la serranía (Cañadas, 1983).

- **Bosque pluvial pre-montano**

Esta zona de vida constituye las zonas sobresalientes del bosque muy húmedo Tropical. En la región costa forma parte de las montañas que se ubican sobre los 300 m hasta los 2000 m s.n.m. Su temperatura media anual fluctúa entre los 18 y 24°C, recibe una precipitación que va desde 4000 hasta los 8000 mm anuales, por lo cual está considerado como la formación vegetal más lluviosa del país (Cañadas, 1983).

- **Bosque seco montano bajo**

Esta formación vegetal corresponde a las llanuras y barrancos secos que se encuentran a lo largo y ancho del callejón interandino, su cota se ubica entre los 2000 y 3000 m s.n.m. Sus límites de temperatura oscilan entre los 12 y 18°C, y recibe lluvias que fluctúan entre los 500 y 1000 mm anuales. Aunque no recibe una precipitación muy enmarcada, el clima es literalmente subhúmedo hasta ligeramente húmedo, esencialmente en los lugares donde se generan las lluvias de los altos Andes (Cañadas, 1983).

- **Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes**

Ecosistema discontinuo situado en quebradas con pendientes pronunciadas, que se encuentran en las vertientes internas y laderas occidentales montañosas de la Cordillera de los Andes. El piso bioclimático en el cual se ubica esta entre los 2000

y 3100 m s.n.m, recibe una precipitación media anual de 1472 mm, en cuanto a su temperatura esta fluctúa entre los 6 y 20°C (MAE, 2013).

- **Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes**

Este ecosistema está localizado sobre la cordillera Occidental. El dosel arbóreo es generalmente cerrado, los cuales suelen alcanzar una altura entre los 20 y 30 m. Está situado entre los 1400 y 2000 m s.n.m, recibe lluvias promedias anuales de 2815mm y su temperatura oscila entre los 9 y 2°C (MAE, 2013).

- **Bosque muy húmedo montano**

Esta formación vegetal corresponde a las zonas húmedas que se encuentran a lo largo de la cordillera Occidental. Los rangos altitudinales están situados entre los 3000 y 3500 m s.n.m, su temperatura promedio anual oscila entre los 7 y 12 °C, la precipitación en este tipo de ecosistema fluctúa entre los 250 y 500 mm. Esta formación vegetal, constituye la denominada Ceja de montaña y está caracterizada por una alta incidencia de neblina y humedad (Cañadas, 1983).

- **Bosque pluvial montano**

Bosques siempreverdes multiestratificados, cuyos doseles alcanzan entre 20 y 25 m. Este ecosistema se caracteriza por poseer un bioclima de tipo húmedo a hiperhúmedo, su rango altitudinal se ubica entre los 2000 y 3000 m, mientras que su régimen de temperatura promedio anual oscila entre los 10 y 23°C (Cañadas, 1983).

2.2 Marco legal

La presente investigación sobre la evaluación de la conectividad del paisaje de la cuenca del río Mira se ha fundamentado en la constitución y la legislación vigente.

2.2.1 Constitución de la República del Ecuador

La Constitución de la República del Ecuador (2008), en el artículo 14 indica, el derecho de los ciudadanos para tener una vida en un ambiente saludable y

ecológicamente equitativo, para lo cual expresa beneficio público la conservación del ambiente. También el artículo 31 indica que, los ciudadanos disfruten de la ciudad bajo principios de sustentabilidad y mesura entre lo urbano y lo rural. De tal manera que según el artículo 71, la naturaleza posee derecho al respeto de su existencia y regeneración de sus funciones, donde toda persona puede exigir el cumplimiento de los derechos mencionados.

El artículo 72 menciona que, la naturaleza tiene derecho a su restauración y en casos de impacto ambiental grave originados por aprovechamiento de recursos naturales, el Estado es quien planteará la manera de alcanzar la restauración. En el artículo 73, es el mismo quien aplicará medidas de cautela para las acciones que conduzcan a extinción de especies, fragmentación de ecosistemas o variación de los ciclos naturales. Sin embargo, el artículo 396 indica que el Estado ejercerá las políticas necesarias que eviten los impactos ambientales negativos, cuando exista certidumbre de daño. Todo daño al ambiente conjuntamente de las sanciones que corresponde, involucrará también el deber de restaurar integralmente los ecosistemas.

En el artículo 406 el Estado es quien regulará la conservación de ecosistemas frágiles, con manejo sustentable de los recursos naturales. La conectividad del paisaje necesita precautelar la fragmentación de suelo y en el artículo 409 manifiesta que se establecerá un marco normativo para su protección y uso sustentable que prevenga su degradación, en específico por la contaminación, desertificación y erosión. Por lo tanto, en actividades antrópicas como la agricultura, el artículo 410 expresa que el Estado ofrecerá a los agricultores y comunidades rurales apoyo para conservación y restauración de suelos.

2.2.2 Convenio sobre Diversidad Biológica

El Convenio sobre Diversidad Biológica (2011), implementa un tratado internacional llamado Convenio de Diversidad Biológica cuyo objetivo

fundamental es promover medidas que direccionen a un futuro sostenible. Este convenio resguarda la diversidad biológica a todos los niveles: ecosistemas, especies y recursos genéticos, por lo tanto, contribuye en gran parte para mantener la conectividad de paisajes boscosos gracias a su Plan Estratégico para la Diversidad Biológica del período 2011-2020, que protege la diversidad biológica y los servicios que suministran a las personas.

2.2.3 Código Orgánico Ambiental

El Código Orgánico Ambiental (2017) constituye la normativa que aborda temas del patrimonio natural y forestal entre otros. En su Art. 30 detalla los objetivos del Estado relativos a la biodiversidad, entre los que se encuentran: Mantener la estructura, la composición y el funcionamiento de los ecosistemas, de tal manera que se garantice su capacidad de resiliencia y su la posibilidad de generar bienes y servicios ambientales. Además, en el Art. 60.- Destaca que, los corredores de conectividad se podrán establecer entre las áreas de propiedad pública, privada o comunitaria que forman parte del patrimonio natural terrestre, marino, marino costero e hídrico del país. Cuya finalidad es reducir la fragmentación de los paisajes, para de esta manera mantener los flujos migratorios y la dinámica de las poblaciones que contribuyan a mantener la salud de los ecosistemas, así como la generación permanente de servicios ambientales.

2.2.4 Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021. Toda una Vida

El Plan Nacional de Desarrollo Toda una Vida (2017), constituye el fundamento legal de los principios y medidas para garantizar el régimen de desarrollo que sea inclusivo, equitativo y solidario, uno de sus objetivos, garantizar los derechos de la naturaleza para las actuales y futuras generaciones, plantea como base primordial la protección de los ecosistemas más vulnerables y frágiles, por lo que destaca que, frente a las problemáticas ambientales que sean producto de la actividad antrópica, es necesario realizar acciones encaminados a la preservación de los recursos naturales, para de esta manera garantizar el desarrollo. Por otro lado, planea como política, impulsar la economía urbana y rural, basada en el uso sostenible y

agregador de valor de recursos renovables, propiciando la corresponsabilidad social y el desarrollo de la población.

CAPÍTULO III

3. METODOLOGÍA

3.1 Descripción del área de estudio

La cuenca del río Mira se encuentra ubicada en las provincias de Imbabura, Carchi y Esmeraldas y está situada en los 1° 16' y 0° 17' de latitud Norte y los 77° 38' y 78° 34' de latitud Oeste (Tabla 1), ocupando una superficie de 5 267.8 km² en Ecuador (Figura 1) (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología, 2005).

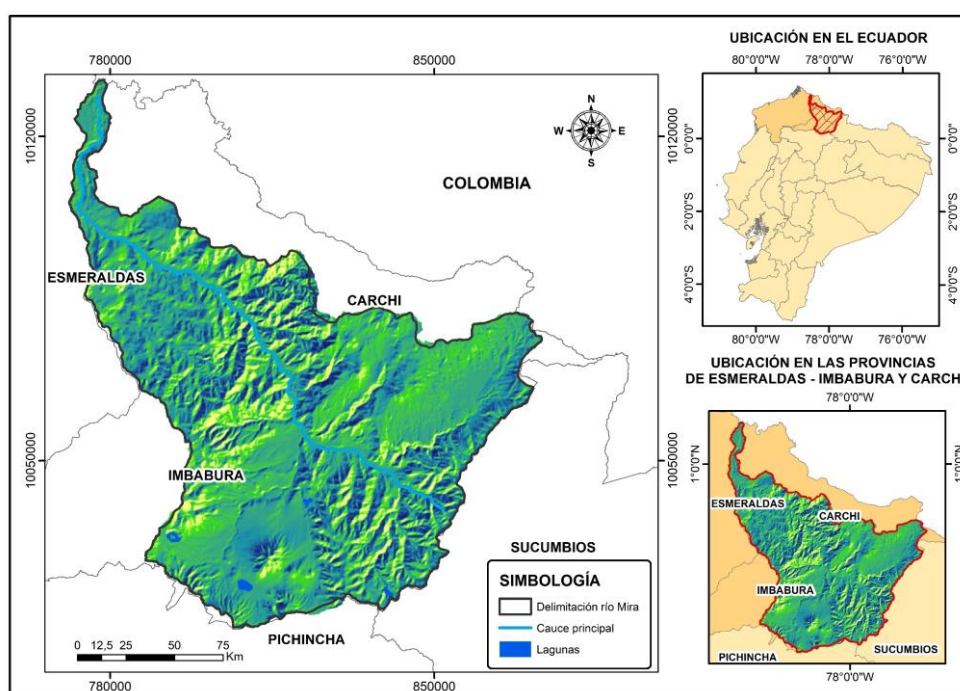


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Mira, Ecuador.

Limita al norte con la cuenca de río San Juan y la del río Carchi, por el sur se encuentra el nudo de Mojanda, por el este la Cordillera oriental de los Andes y finalmente por el oeste se encuentra la Cordillera Occidental y la Llanura Costera. Esta cuenca hidrográfica constituye uno de los cursos más importantes del país, posee un caudal promedio de 140.9 m³/s al año (INAMHI, 2005).

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de la cuenca del río Mira

Puntos	Lugar	Coordenada X	Coordenada Y	Altitud (m s.n.m)
Norte	Julio Andrade	865963	10073450	3003
Sur	Cuicocha	795061	10032413	3049
Este	Mariano Acosta	835889	10032769	2971
Oeste	Lita	783792	10096102	576

3.1.1 Hidrología y relieve

El área de drenaje que posee la cuenca del río Mira inicia desde la parte alta de la cordillera oriental el cual posee un rango altitudinal cercano a los 4000 m s.n.m y descenden en formas de pendientes que llegan hasta los valles del Chota y del Mira. Sus principales afluentes son los ríos Apaquí, Mataquí, Ambi, Chota, Mira y los ríos que parten de los páramos del Ángel (Figura 2). Dentro de la cuenca existe un sistema lacustre conformado por Yahuarcocha, Cuicocha, Puruhanta y San Pablo (Altamirano, 2013)

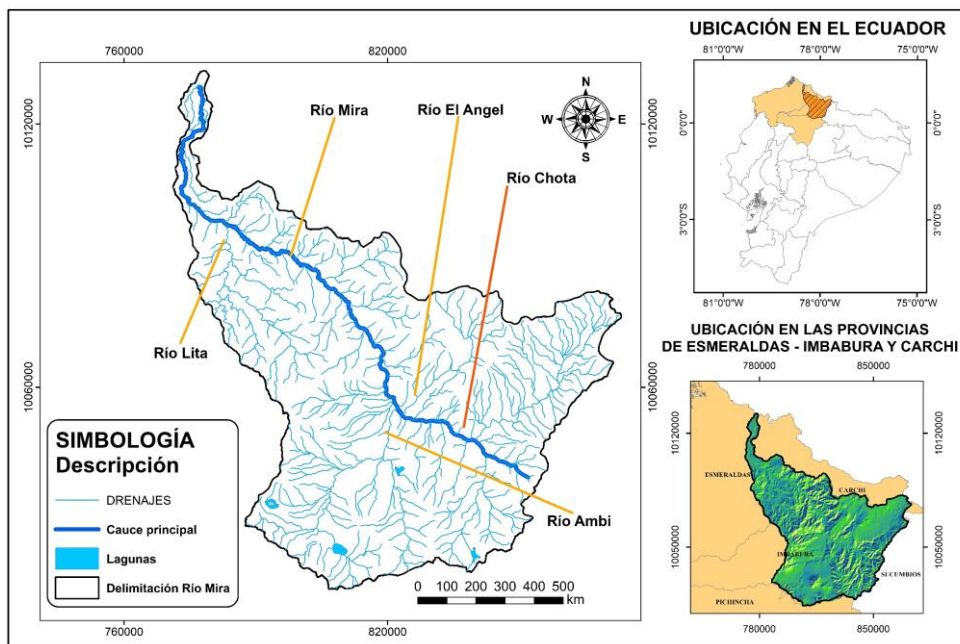


Figura 2. Red de drenajes de la cuenca del río Mira.

El río Chota es el principal afluente de la cuenca del río Mira que mantiene una trayectoria de este a oeste hasta unirse con el río San Juan ubicado en la zona norte de la República colombiana. El río Mira también es considerado un afluente

importante dentro de la cuenca, que al cruzar la zona interandina diseña un arco el cual inicia con dirección norte formando un cañón en el cual confluyen drenajes de menor caudal (INAMHI, 2005).

3.1.2 Orografía

La cuenca del río Mira mantiene un paisaje variado debido a las trayectorias de sus caudales de manera que presenta partes más altas ubicadas en los páramos, descendiendo en forma gradual por los valles y cañones hasta llegar a los bosques tropicales de la parte baja de la cuenca. Los principales edificios volcánicos de la cuenca son: Cotacachi, Imbabura y Cayambe (Altamirano, 2013).

3.1.3 Características climáticas

La extensión del territorio determina un clima con patrones muy complejos y cambiantes, debido a dos componentes: el sistema orográfico y la influencia del clima oceánico, por la presencia de la corriente cálida del Niño. Los factores principales que establecen este clima son principalmente las masas provenientes del océano Pacífico, lo cual origina dos periodos, la estación lluviosa que va desde enero a mayo y la estación seca durante el resto de los meses. La estación seca es más evidente en los valles del Chota, mientras que en los sectores restantes presentan estaciones no tan marcadas. Las constantes variaciones de los totales pluviométricos hacen que se pueda encontrar precipitaciones tan bajas de 300 mm especialmente en la zona baja del Chota, así como también se pueda presentar precipitaciones muy altas de 6000 mm esto en las zonas del Lita y el Blanco. La temperatura máxima bordea los 25.8 °C, mientras que la temperatura mínima absoluta oscila los 4.6 °C. Finalmente, la temperatura media máxima es de 21.7°C y la mínima de 9.1°C (Sistema Nacional de Información, 2014).

3.1.4 Uso del suelo

Las cordilleras de la cuenca del río Mira, esencialmente en las cumbres, se encuentran las zonas frías y húmedas, donde predominan la paja (*Pappophorum pappiferum*) y el frailejón (*Espeletia schultzei*), pero en los valles secos del Chota la vegetación sobresaliente es de tipo tropical. La gran diversidad de climas que

existe en esta cuenca posibilita que se desarrollen una variedad de actividades agrícolas. En las zonas altas prevalecen los cultivos de papa (*Solanum tuberosum*) y maíz (*Zea mays*), mientras que en los sectores más cálidos como Imbabura se dedican a los cultivos de cebada (*Hordeum vulgare*), trigo (*Triticum*), ciertos frutales, frejol (*Phaseolus vulgaris*) y la caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) (Altamirano, 2013).

3.1.5 Cobertura vegetal

El área de estudio contiene varios tipos de cobertura vegetal, los cuales se destacan los siguientes: Bosques intervenidos, matorral seco interandino, áreas erosionadas y agro-ecosistemas, los cuales mantienen su distribución tanto en el norte como en el sur de los valles interandinos, mientras que los bosques secos, se hallan únicamente en el sur (Albuja, 2011).

3.2 Metodología

A continuación, se describe la metodología que se utilizó para la evaluación de la conectividad del paisaje boscoso, de tal manera que el modelamiento y cálculo de índices de biodiversidad se realizó por etapas, culminando de esta manera el objetivo planteado.

3.2.1 Identificación de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso

Para la identificación de la diversidad de hábitats, en primera instancia se procedió a la identificación de los ecosistemas boscosos, esto se lo realizó basándose en la referencia bibliográfica, Cañadas (1983), el cual es una compilación del Autor (Holdridge 1979), además se tomó en cuenta las publicaciones de, Aguirre (2006) y MAE (2013). Posteriormente, se llevó a cabo la superposición de las siguientes capas: cobertura vegetal, rango altitudinal, precipitación y temperatura, los cuales contenían formato shapefile a escala 1: 50 000, este análisis se lo realizó mediante el empleo del software ArcGIS 10.5. Los mapas temáticos de uso de suelo de los años 1990, 2000 y 2017, fueron proporcionados por el estudio “Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira, Ecuador”, bajo la dirección del PhD James Rodríguez.

La cuenca del río Mira se dividió en 333 microcuencas, las cuales tuvieron un tamaño que osciló entre 500 y 6660 ha, cada microcuenca se definió como la unidad espacial de análisis. La delimitación de las microcuencas se llevó a cabo empleando el software Global Mapper versión 19 (Acosta et al., 2016). El análisis de la diversidad de hábitats, como proxy de biodiversidad a escala de paisaje, se determinó mediante la presencia de bosque nativo en diferentes tipos de suelo, zonas climáticas y pendientes del terreno (Figura 3). Esto se lo realizó mediante la superposición de cuatro capas en formato shapefile a escala 1: 50 000 : (1) Capa de bosque nativo, el cual se extrajo de los mapas de uso del suelo, de los años 1991, 2000 y 2017; (2) Capa de orden de suelo; (3) Capa de zonas climáticas; (4) Capa de pendientes del terreno, las cuales fueron adquiridas del Geoportal del Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (SIGTIERRAS, 2017). El suelo es una capa superficial de la corteza terrestre capaz de aportar nutrientes para el crecimiento de la vegetación, sin embargo, los diferentes tipos de suelo condicionan la distribución de vegetación en un determinado territorio, ya que contienen variedad de propiedades físicas y químicas en el conjunto de horizontes (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, 2015).

Las zonas climáticas establecieron la existencia de tipos de vegetación en el paisaje, y se definieron por la variable precipitación y temperatura (Schneiders, Daele, Landuyt y Reeth, 2012). La pendiente de un terreno se conoce como la inclinación que posee respecto al plano horizontal que pasa por su base y se enuncia como un declive calculado en grados o porcentaje, donde se puede agrupar en rangos, para conocer la ubicación de los distintos tipos de vegetación en el trabajo de modelamiento (Zuñiga, 2010).

Se evaluó la diversidad de hábitats utilizando el índice de diversidad de Shannon, el cual es un índice de variedad y abundancia de los diferentes tipos de hábitats. Este índice se encuentra expresado por la siguiente fórmula [1] (Rodríguez-Echeverry et al., 2017):

$$H = - \sum_{i=1}^s [(P_i) x (\ln P_i)] \quad (1)$$

Donde “*H*” es el índice de Shannon “*P_i*” es la porción de paisaje que ocupa cada tipo de hábitat representado por “*i*”, “*ln*” corresponde al logaritmo natural en base 10. Los valores del índice de Shannon se generaron para cada una de las 333 microcuencas, donde se consideraron los siguientes criterios: nula=0, baja=0-1, media=1-2 y alta= >2 (McGarigal, Cushman, Neel y Ene, 2002).

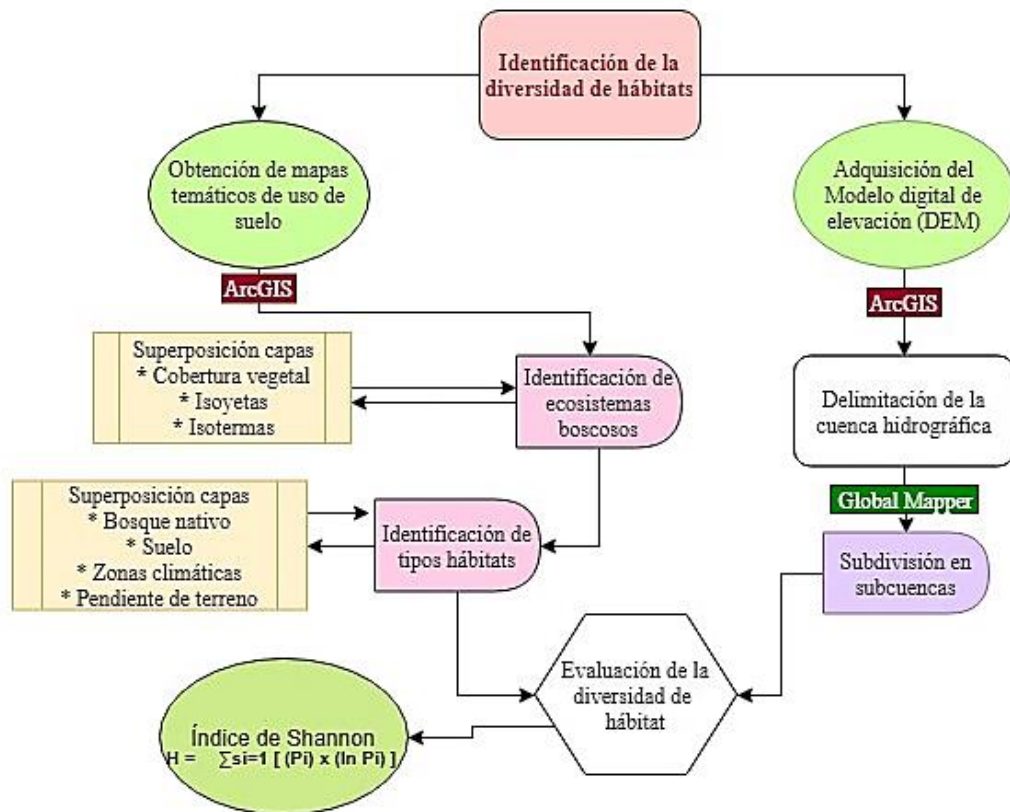


Figura 3. Diagrama del proceso metodológico empleado para la identificación de la diversidad de hábitats de la cuenca del río Mira, Ecuador.

3.2.2 Análisis de los cambios en la composición y configuración espacial

Se evaluaron los cambios de la composición y configuración espacial debidos al impacto del cambio de uso de suelo (Figura 4), utilizando el software FRAGSTATS versión 4.2 (McGarigal et al., 2002), para los cuales se calcularon las siguientes métricas (Tabla 2);

Tabla 2. Métricas de clase del software FRAGSTATS versión 4.2

Métricas de clase		
<p>▪ Área total (CA)</p> $CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} (1 / (10000))$	<p>CA es igual a la suma de las áreas (m²) de todos los parches, dividido para 10,000 (para convertir a hectáreas); es decir, área de clase total.</p>	<p>CA > 0, sin límite. a_{ij} = área (m²) del parche ij.</p>
<p>▪ Número de parches (NP)</p> $NP = n_i$	<p>El cual señala el grado de fragmentación y la escala de heterogeneidad entre hábitats</p>	<p>Donde “NP” es el número de parches y “n_i” corresponde al número del tipo de fragmento NP > 1, sin límite. NP = 1 cuando el paisaje solo contiene 1 parche.</p>
<p>▪ Densidad de parches (PD)</p> $PD = \frac{ni}{A} (10000)(100)$	<p>Donde “PD” equivale al número de tipo de fragmento, dividido por el área total de la zona de estudio.</p>	<p>n_i = número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i. A = área total del paisaje (m²). PD > 0, limitado por el tamaño de celda.</p>
<p>▪ Índice del parche más grande (LPI)</p> $LPI = \frac{\frac{n}{\max_{j=1}^n (a_{ij})}}{A} (100)$	<p>El cual indica el fragmento más representativo dentro del área de estudio.</p>	<p>LPI se acerca a 0 cuando el parche más grande en el paisaje es cada vez más pequeño. LPI = 100 cuando todo el paisaje consiste en un solo parche a_{ij} = área (m²) del parche A = área total del paisaje (m²).</p>
<p>▪ Longitud de borde total (TE)</p>		

$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$	<p>Corresponde al diámetro de cada fragmento, $TE=0$ Cuando no existen bordes teselares en el paisaje. Esto sucede cuando todo el paisaje está formado por una única tesela.</p>	<p>e_{ik} = longitud total (m) del borde en paisaje que involucra el tipo de parche (clase) i; Incluye el límite del paisaje y el fondo segmentos que involucran el tipo de parche i.</p>
<p>▪ Índice de agregación (AI)</p>		
$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$	<p>AI es igual al número de adyacencias iguales que involucran a la clase correspondiente, dividido por el número máximo posible de adyacencias similares que involucran a la clase correspondiente.</p>	<p>g_{ii} = número de adyacencias iguales (uniones) entre píxeles del tipo de parche $max-g_{ii}$ = número máximo de adyacencias similares (uniones) entre píxeles.</p>
<p>▪ Área núcleo total (TCA)</p>		
$TCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10000} \right)$	<p>Donde TCA es igual a la suma de las zonas nucleares de cada parche (m2) dividida por 10 000 para convertir en hectáreas.</p>	<p>a_{ij}^c = área central (m2) del parche ij según el borde especificado profundidades (m).</p> <p style="text-align: right;">$TCA > 0$, sin límite.</p>
<p>▪ Índice de proximidad media (IPM)</p>		
$IPM = \sum^n ai / hi^2$	<p>Indica fragmentos existentes en el área de estudio que según, Gurrutxaga (2003), indica la distancia en que se encuentran conectados o aislados los parches, unos de otros.</p>	<p>Donde, “ai” es el área del fragmento que está representado por “i”, la distancia al cuadrado al vecino. “i” se encuentra representada por “hi²”</p>

Fuente: McGarigal y Marks, (1995). *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*.122 p.

Además, se aplicó el cálculo de la tasa de deforestación anual, de tal forma que se pueda realizar una comparación con otros estudios. Para lo cual se empleó la siguiente fórmula [2] Newton, (2007):

$$P = \left[\left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{\left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right)} - 1 \right] \times 100 \quad (2)$$

Donde A_1 corresponden al área del bosque al inicio del periodo y A_2 es el área al final del periodo, t_1 y t_2 representan el año de inicio y final, respectivamente (Newton, 2007).

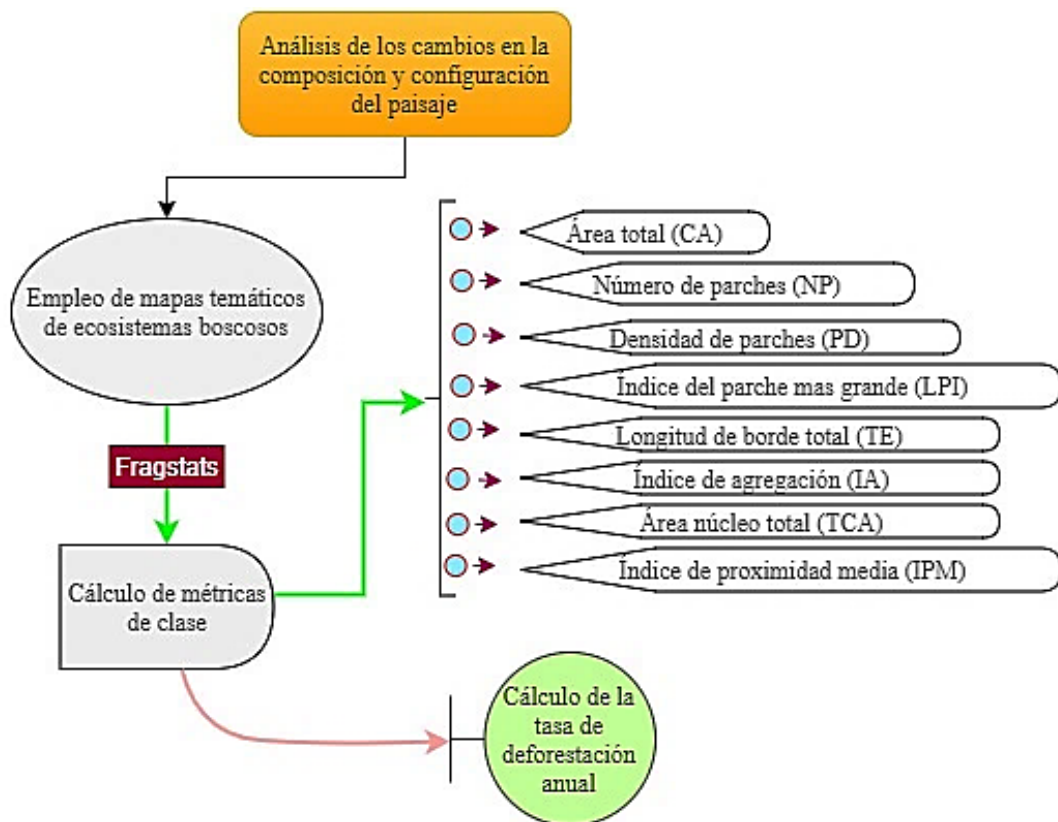


Figura 4. Diagrama del proceso metodológico empleado para evaluar los cambios en la composición y configuración del paisaje de la cuenca del río Mira, Ecuador.

3.2.3 Estrategias de conservación en base al diseño de corredores ecológicos

Las propuestas de estrategias de conservación de la conectividad que permitieron conservar e incrementar la diversidad de hábitats del paisaje boscoso se efectuó en la tercera fase del proyecto (Figura 5), para lo cual se utilizó los mapas de los ecosistemas boscosos, de tal manera que se tomó en cuenta el diseño de corredores ecológicos para los parches de los ecosistemas más afectados, puesto que el objetivo

de estos corredores es la de configurar el paisaje destinando a garantizar la conectividad y los servicios ecosistémicos.

3.2.3.1 Identificación de los nodos de importancia para mantener la conectividad del paisaje

Se calculó el índice de conectividad del paisaje mediante el uso del Software ArcGIS 10.5 con la herramienta Conefor Sensinode v2.6 (CS26), el cual es una caja de herramienta que permite cuantificar distancia de las áreas de hábitat, de esta manera mantener la conectividad del paisaje a través de estructuras gráficas e índices de disponibilidad de hábitat. CS26 se aproxima a la conectividad desde una perspectiva funcional, es decir, no solo de forma espacial ya que este software considera la conectividad estructural, pero también la dispersión de los parches (Saura y Torné, 2009). Conefor incluye también varios índices de conectividad, pero el mejor rendimiento es el índice integral de conectividad (IIC) establecido en la percepción de disponibilidad de hábitat, con una capacidad tanto para reaccionar adecuadamente a la pérdida de hábitat y la identificación de la conectividad del paisaje (Pascual-Hortal y Saura, 2006).

Por otro lado, se empleó el modelamiento de grafos de paisaje el cual en teoría se delimita como un conjunto de vértices unidos por enlaces llamados aristas o arcos y normalmente se representa de forma gráfica como una vinculación de puntos (vértices) unidos por líneas (aristas) para indicar relación entre varios elementos (Vegas, Martínez y Tzatchkov, 2016). Este estudio se muestra la relación o unión de varios parches de importancia (nodos).

3.2.3.2 Índice de conectividad

Para cada fragmento de los ecosistemas afectados: Matorral seco interandino, bosque seco montano bajo y bosque muy húmedo pre-montano, se utilizó el siguiente índice de paisaje con su respectivo mapa.

- **Índice integral de conectividad (dIIC)**

Este índice requiere el cálculo de rutas más cortas entre cada par de nodos, lo que requiere más exactitud que los otros índices binarios, de esta manera se comprendió el cálculo de los nodos de importancia, el cual se llevó a cabo mediante la aplicación del software Conefor Sensinode 2.6. Se encuentra expresado por la siguiente fórmula [3] (Pascual-Hortal y Saura, 2006):

$$dIIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i * a_j}{1 + nl_{ij}}}{A^2 L} \quad (3)$$

Donde “n” es el número total de nodos en el paisaje, “a_i” y “a_j” son los atributos de los nodos y “j”, “nl_{ij}” es el número de enlaces en la ruta más corta entre los parches, “i” y “j”, y “A_L” es el atributo de paisaje máximo (Pascual-Hortal y Saura, 2006).

El *dIIC* representa 3 fracciones de la conectividad. El índice de conectividad integral (*dIIC*) se encuentra expresado por la siguiente fórmula [4] (Cui, Feng, Wang, Li y Guo, 2018):

$$dIIC = dIIC_{int\ ria} + dIIC_{flux} + dIIC_{coneccecto} \quad (4)$$

Donde *dIIC_{intria}* es la contribución del área de hábitat proporcionada por el propio parche; *dIIC_{flux}* pertenece al esparcimiento del área ponderada a través de enlaces o flujos entre un parche y otro en el paisaje; *dIIC_{connector}* es la contribución de conectividad entre parches de hábitat (Cui, Feng, Wang, Li y Guo, 2018).

3.2.3.3 Modelación de corredores ecológicos

Se seleccionaron los ecosistemas que registraron mayor fragmentación, a partir del entrelace de los resultados obtenidos del Software Conefor Sensinode y la capa de parches (nodos) de importancia, para lo cual se tomó en cuenta los nodos cuyos valores fueron mayores a 1. Finalmente, se creó el mapa de resistencia del uso de suelo, para lo cual se ingresó el mapa de fuentes, este mapa se generó mediante el

Software ArcGIS 10.5 con la herramienta CostDistance, la cual fijó los valores de permeabilidad en una escala del 1 al 100, las ponderaciones designadas fueron del 60% para la cobertura vegetal y el 40% para las pendientes (Gurrutxaga, 2003). El grado de la permeabilidad hace referencia al concepto de conectividad, la cual constituye la capacidad del territorio para facilitar el desplazamiento de especies (Gurrutxaga, Vicente, y Valencia, 2008). La herramienta CostDistance calculó el costo acumulado de desplazamiento entre celda a celda, teniendo en consideración la resistencia existente entre los espacios que los separa y la distancia espacial entre parches. Por lo tanto, el índice de conectividad correspondió al valor medio de todas las celdas obtenidas con la herramienta CostDistance, sin tomar en cuenta el valor 0 (Gurrutxaga, 2003). Para la creación de los corredores ecológicos se tomó en cuenta el entrelace de los nodos de importancia más próximos, para lo cual se estableció un ancho de 100 m.

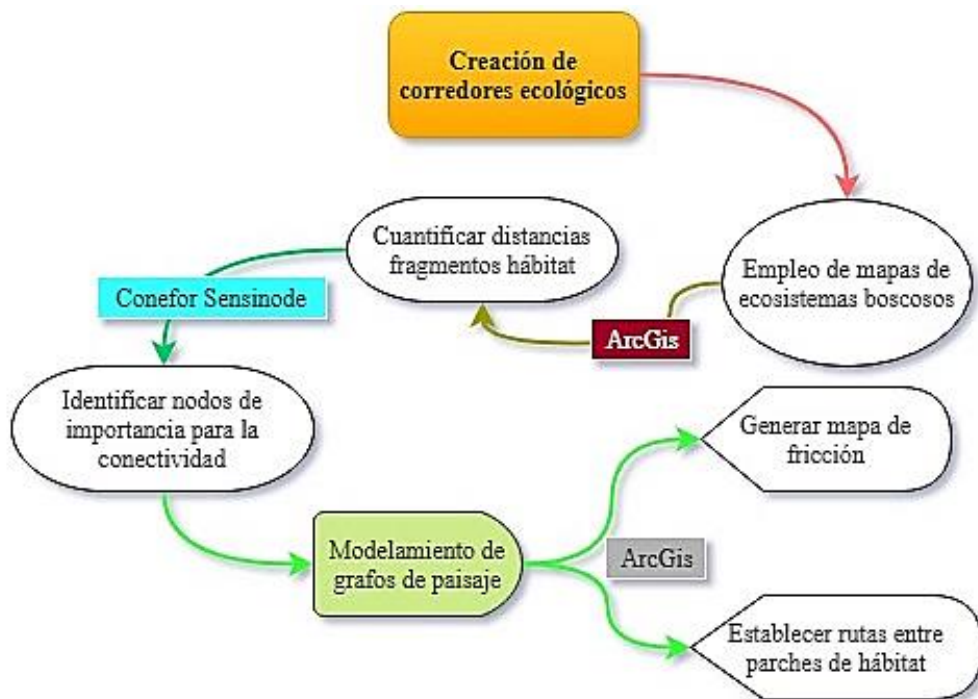


Figura 5. Diagrama del proceso metodológico utilizado para crear corredores ecológicos en el paisaje de la cuenca del río Mira, Ecuador.

Cada corredor ecológico otorgó nuevas alternativas para el desarrollo de la cuenca del río Mira con el fin de garantizar la conservación de la biodiversidad a nivel de hábitat a largo plazo de tal manera que, la composición y configuración del paisaje

no se vean alteradas por procesos de cambio de uso de suelo (Squeo, Arancio y Gutierrez, 2000). Se propusieron bases que aportan al incremento de nuevos programas de investigación, para lograr conocimientos que permitirán el desarrollo científico y tecnológico en base a los recursos de biodiversidad.

3.2.4 Materiales y equipos

A continuación, se detallan los equipos de campo y oficina, así como también los materiales que se usaron para la investigación (Tabla 3).

Tabla 3. Tabla de materiales y equipo, de campo y oficina

Materiales	Equipos
	Oficina
Libreta de campo	Laptop hp pavillion RTL8723BE
Binoculares	Disco duro Toshiba 1 TB
Software ArcGIS 10.5	Impresora Cannon Mg2910
Software Conefor Sensinode v2.6	Campo
Software Fragstats v4.2	GPS Garmin Gpsmap 64s
Software Global Mapper v19	Cámara Go pro 16 mpx

CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Identificación de la diversidad de hábitats del paisaje boscoso

A continuación, se presenta los resultados obtenidos de la identificación de la diversidad de hábitats dentro de la cuenca del río Mira.

4.1.1 Tipos de ecosistemas en el paisaje

En la cuenca del río Mira se registraron diez tipos de ecosistemas boscosos, los cuales se encontraron espacialmente distribuidos a través de la cuenca (Figura 6 y Tabla 4).

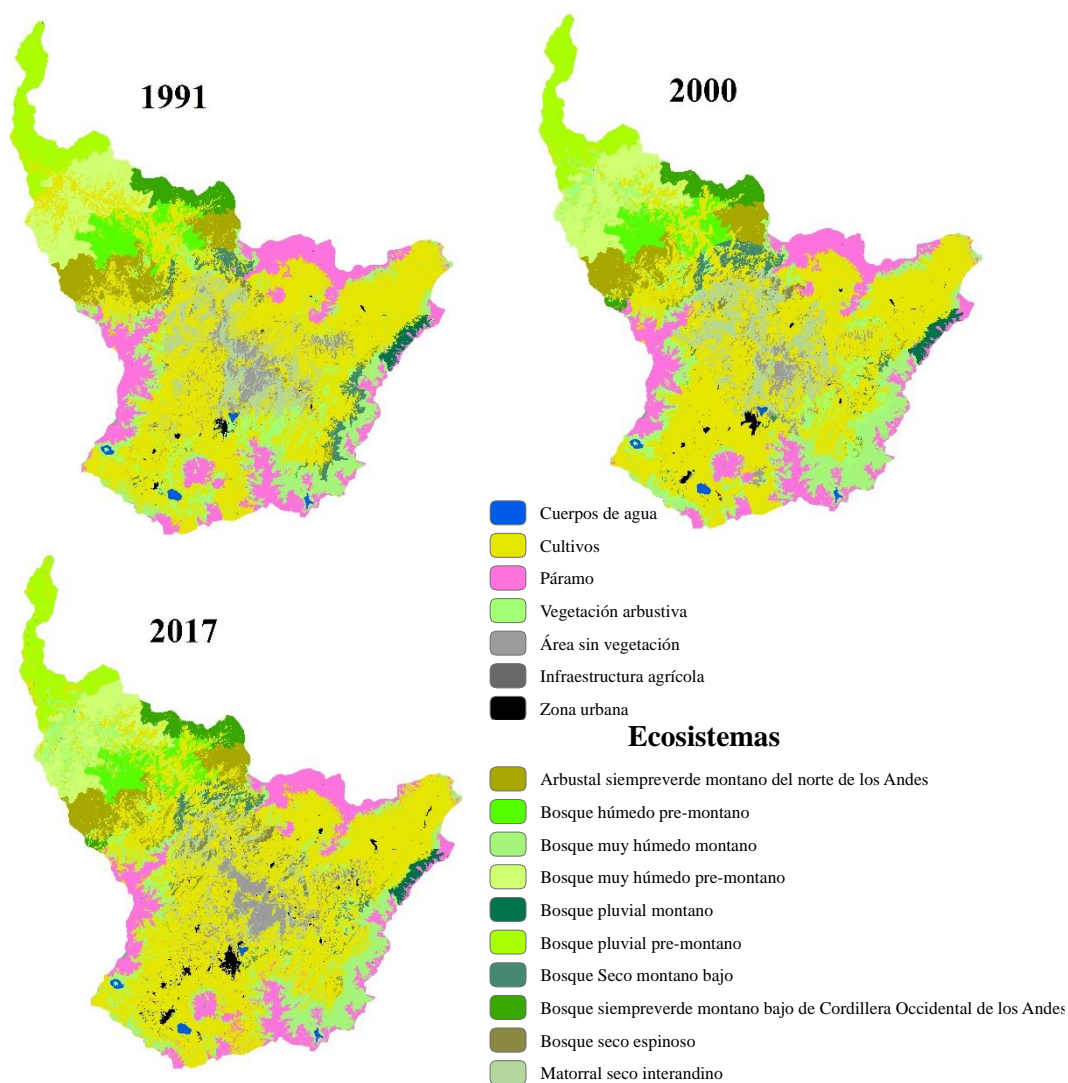


Figura 6. Distribución espacial de los diez tipos de ecosistemas boscosos en los años 1991, 2000 y 2017.

En la (Tabla 4) se presenta los ecosistemas boscosos identificados en la cuenca del río Mira, Ecuador, en un periodo de 26 años.

Tabla 4. Ecosistemas boscosos identificados en la cuenca del río Mira, en Ecuador

ID	Ecosistemas Boscosos
asm-NA	Arbustal siempreverde montano norte de los Andes
bh-P	Bosque húmedo pre-montano
bmh-M	Bosque muy húmedo montano
bmh-P	Bosque muy húmedo pre-montano
bp-M	Bosque pluvial montano
bp-P	Bosque pluvial pre-montano
bsm-B	Bosque seco montano bajo
bsmb-CO	Bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes
bs-E	Bosque seco espinoso
ms-I	Matorral seco interandino

4.1.2 Tipos de hábitat para los ecosistemas boscosos

Para los ecosistemas arbustal siempreverde montano del norte de los Andes (asm-NA), bosque húmedo pre-montano (bh-P) y bosque muy húmedo montano (bmh-M) se identificaron 16, 17 y 18 tipos de hábitat respectivamente (Tabla 5). Estos tipos de hábitat registraron un área promedio 1414.72 ha para asm-NA, 984.77 ha para bh-P y 2276.62 ha para bmh-M.

Tabla 5. Tipos de hábitat para los ecosistemas, arbustal siempreverde montano del norte de los Andes (asm-NA), bosque húmedo Pre- montano (bh-P) y bosque muy húmedo montano (bmh-M), indicando su respectiva área en el período de estudio 1991-2017

Ecosistemas											
(asm-NA)			(bh-P)				(bmh-M)				
Tipo de hábitat	Área (ha)/año			Tipo de hábitat	Área (ha)/año			Tipo de hábitat	Área (ha)/año		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	951.6	1104.5	987.2	I	240.5	46.3	48	I	0.06	0.06	1.3
II	260.1	275.2	297.7	II	951.5	782.8	764	II	0.19	0.05	0.2
III	653.9	833.5	749.6	III	465.2	624.7	580.1	III	0.06	0.006	0.6
IV	27.5	31.3	27.1	IV	1692.3	1991	1570.7	IV	0.64	0.09	1
V	2326.9	268.5	2504.2	V	834.2	1029.5	888.4	V	123.11	117.7	0.3
VI	3648.5	3635.4	3682	VI	556.5	82.1	75.3	VI	0.14	0.09	0.1
VII	437.1	540	440.2	VII	5741.9	5497.2	5120.1	VII	85.66	83.01	0.1

VIII	11.3	23.8	21.1	VIII	1143.8	1237.7	1038	VIII	0.04	0.01	0.1
IX	5372.2	4670.4	4313.4	IX	3614.6	3747.7	3211.6	IX	3.6	0.9	0.8
X	827.9	838.7	781.7	X	917.6	1156.3	1046.3	X	4.9	29	37.2
XI	765.5	556.7	540.5	XI	66.1	0.71	34.4	XI	11190.3	13791.2	13428.1
XII	240.1	173	186	XII	9.6	1690.3	10	XII	1314.8	1690	1786.8
XIII	6094.2	4364	3941.6	XIII	100.0	59.4	56	XIII	1228.2	1969	1886.5
XIV	2549.7	2799.9	2600.8	XIV	0.09	3405	0.3	XIV	1546.3	3405	3240
XV	634.4	473.7	396.3	XV	249.6	78.7	191.2	XV	14639.3	18120	17110
XVI	438.4	331.5	277.6	XVI	0.04	0.9	26.3	XVI	1157.2	1121.2	1210.4
				XVII	205.6	122.6	114.1	XVII	1198.5	1706	1651.6
								XVIII	1994.0	3053	3009.6

Para los ecosistemas bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental (bsmb-CO), bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P), bosque pluvial montano (bp-M) y bosque pluvial pre-montano (bp-P) se identificaron 18, 17, 6 y 13 tipos de hábitat respectivamente (Tabla 6). Estos tipos de hábitat registraron un área promedio 543.63 ha para bsmb-CO, 1697 ha para bmh-P, 1005.91 para bp-M y 1568.27 para bp-P.

Tabla 6. Tipos de hábitats para los ecosistemas, bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes (bsmb-CO), bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P), bosque pluvial montano (bp-M) y bosque pluvial pre-montano (bp-P) indicando su respectiva área en el período de estudio 1991-2017

Ecosistemas											
Tipo de hábitat	(bsmb-CO)			Tipo de hábitat	(bmh-P)			Tipo de hábitat	(bp-M)		
	Área (ha)/año				Área (ha)/año				Área (ha)/año		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	359.3	368.3	354.5	I	992.4	1102	952.5	I	653.3	677.7	659.5
II	1785.7	1745.9	1641.2	II	1493.8	1730.4	1426.6	II	0.1	0.1	0.1
III	186.7	197.5	138	III	541.2	561.2	421.7	III	17.3	21.5	21.5
IV	403.3	420.5	320.2	IV	78.4	101.9	90.6	IV	2917.3	2843	2598.5
V	121.8	157.6	117.1	V	7.1	36.9	30.5	V	12.8	12.8	12.8
VI	175.5	162.7	151.8	VI	6447.1	5846.3	5542.7	VI	62.2	26.2	25.4
VII	1361.4	1373.5	1343.7	VII	11599.2	11902	9462				
VIII	155.3	146	109.4	VIII	3977.5	3863.4	3060.5				
IX	200.7	255.9	185.5	IX	3191.6	3036	2533.1				
X	116.5	136.32	95	X	171.8	75.7	66.6				
XI	1590.4	1654.6	1673.2	XI	29.4	30	30				
XII	277.9	369.1	315.5	XII	59.8	70	57.5	I	6.6	6.5	4.9

XIII	471.3	465.8	468.5	XIII	82.8	94.5	76.5	II	591.4	570.5	512.1
XIV	34.5	34	34	XIV	747.9	777.2	708.7	III	0.7	0.6	
XV	1536.9	2075.9	1919.8	XV	938.5	910	753.8	IV	1743	1793	1426.1
XVI	229.5	355.7	316	XVI	1.7	1.3	1.3	V	14682.2		13188.4
XVII	360.0	354.7	359	XVII	291.3	355.33	187.8	VI	0.3		
XVIII	57.2	54.7	61.3					VII	2377.4	2364.6	2023.6
								VIII	45.2	45.8	34.3
								IX	2.1	1.9	2
								X	4602.3	4188.8	3765.9
								XI	84.9	68.1	59.4
								XII	208.6	187.4	165.6
								XIII	45.1		

Para los ecosistemas matorral seco interandino (ms-I), bosque seco montano (bsm-B) y bosque seco espinoso (bs-E) se identificaron 30, 22 y 20 tipos de hábitat respectivamente (Tabla 7). Estos tipos de hábitat registraron un área promedio 884.51 ha para ms-I, 380.60 ha para bh-P y 218.39 ha para bmh-M.

Tabla 7. Tipos de hábitats para los ecosistemas; Matorral seco interandino (ms-I), bosque seco montano bajo (bsm-B) y bosque seco espinoso (bs-E) indicando su respectiva área en el período de estudio 1991-2017

Ecosistemas											
Tipo de hábitat	(ms-I)			Tipos de hábitat	(bsm-B)			Tipo de hábitat	(bs-E)		
	Área (ha)/año				Área (ha)/año				Área (ha)/año		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	151.9	5.2	34.9	I	2.2	108.4	72.8	I	2.8	13.4	19
II	1.1	1	0.5	II	123	295.8	205.9	II	4.7	10.1	13.2
III	156.8	56	99.2	III	70.2	212.8	184.7	III	21.2	72.9	156.4
IV	45.4	34.9	24.5	IV	217.3	534.9	382.7	IV	2.6	19.3	31.6
V	120.4	62.9	272.1	V	2315	669	396.6	V	7.0	37.9	81.2
VI	199.9	7.5	91	VI	0.01	39	25	VI	4.1	10.2	16.1
VII	6.0	0.8	1.1	VII	71.3	154.2	126.9	VII	2.6	3.12	2.4
VIII	452.6	419.2	284.6	VIII	32.5	136.8	96	VIII	1	13.8	177.6
IX	34.4	22.8	6.4	IX	28.9	206.9	115.5	IX	1.0	0.3	0.8
X	394.8	394.9	285.9	X	81	202.19	171.8	X	281.3	163.7	116.3
XI	0	0.2	8.5	XI	7.9	40.9	41.6	XI	179.7	96.2	15.4
XII	4.7	3.5		XII	5.5	2.28	4.6	XII	217.9	75.12	150.9
XIII	809.2	638.4	143.3	XIII	128.9	104.6	85.3	XIII	710.8	511.1	653.8
XIV	210.1	140.2	37.1	XIV	2	25	16.5	XIV	206.6	356.7	1225.7

XV	1047.3	1367	380.5	XV	2815.3	2283.5	1922.8	XV	29.6	3.12	270.1
XVI	1381	500	118.4	XVI	574.2	5.6	308	XVI	171.1	465.2	1686.8
XVII	50.1	20.9	12	XVII	1069.8	435.5	258.4	XVII	283.2	331.6	315.1
XVIII	3342.4	3198.5	1448	XVIII	1442.8	801.6	704	XVIII	159.7	355.5	1011.3
XIX	673.2	579.5	229	XIX	303.3	304.6	241.9	XIX	52.5	75	145.4
XX	2998.6	3043.5	1035.9	XX	628.9	202.19	102.6	XX	266.6	428.6	1365.5
XXI	13.0	0.86	10.3	XXI	1047.2	576.8	578.4				
XXII	466.8	1285.6	577.5	XXII	7.2						
XXIII	3163.9	4057.5	1708.6								
XXIV	595.9	548.7	338.9								
XXV	4194.6	4567.3	2693.6								
XXVI	42.6	21.9	84.6								
XXVII	847.9	947.4	438.6								
XXVIII	4255.1	4574.9	2005								
XXIX	805.7	527.5	342.7								
XXX	4130.9	5109.12	3275.5								

La (Tabla 8) representa las características de los suelos y climas que conforman cada hábitat con su respectivo ecosistema.

Tabla 8. Características de los zonas climáticas y órdenes de suelos

	Tipos de clima	Ecosistemas
Clima megatérmico o cálido	alta temperatura todos los meses del año y temperaturas máximas moderadas, es decir, en la escala de 20 y 28 °C, los niveles de precipitación anuales son inferiores a 500 mm.	asm-NA bp-P bhm-M bhm-P ms-I
		bsm-B bsmb-CO bs-E
Clima mesotérmico semicálido	precipitación media anual oscila entre los 600 y 700 mm, a la temperatura media anual le corresponde un valor entre los 18 y 20°C	bhm-P bs-E
		bp-P
Clima mesotérmico templado cálido	Es el tipo de clima caracterizado por temperaturas medias anuales que oscilan los 15°C y que presenta precipitaciones de entre 500 mm y 1000 mm.	bhm-M bsm-B
		bs-E ms-I
Clima mesotérmico templado frío	Comprende los sitios que van desde los 3500 a 5650 m. Su	asm-NA bhm-M
		bsm-B bsmb-CO
		bs-E

	temperatura varía entre 1 y 12 °C.	bp-M	ms-I
Órdenes de suelo		Ecosistemas	
Alfisol	Poseen una saturación de base mayor al 35%, estos se desarrollan sobre relieves muy antiguos o en paisajes jóvenes.	bh-P bhm-P bp-P	bsm-B bsmb-CO ms-I
Andisol	Presentan un apreciable contenido de alófana (arcillas amorfas) y/o complejos de humus-aluminio.	asm-NA bh-P bhm-M bhm-P bp-M	bp-P bsm-B bsmb-CO bs-E ms-I
Entisoles	Esta caracterizado por ser de textura pedregosa, susceptible a inundaciones y la saturación de agua suele ser permanente.	asm-NA bh-P bhm-M bhm-P bp-P	bsm-B bsmb-CO bs-E ms-I
Inceptisol	Son suelos con caracterizas muy variable como: mal drenados a bien drenados, texturas de arenosas a arcillosas.	asm-NA bh-P bhm-M bhm-P bp-M	bp-P bsm-B bsmb-CO bs-E ms-I
Mollisol	La característica principal es su rico contenido de materia orgánica y otras excelentes propiedades físicas favorables para el desarrollo radicular.	asm-NA bh-P bhm-M bhm-P bp-M	bsm-B bsmb-CO bs-E ms-I
Aridisol	Este tipo de suelos se los encuentra en áreas secas, poseen poca fertilidad ya que la materia orgánica es escasa.	ms-I	

Fuente: SIGTIERRAS, Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (2017). Memoria explicativa del Mapa de Órdenes de Suelos del Ecuador. Quito, Ecuador.

4.1.3 Diversidad de hábitats en los ecosistemas boscosos

El índice de diversidad de Shannon osciló de 0.58 a 2.59 entre 1991 y 2017. Durante todo el periodo de estudio se registraron pérdidas de diversidad de hábitat, mediante la disminución del índice de diversidad de Shannon, de 0.11 y 0.08 en los ecosistemas, matorral seco interandino (ms-I) y el bosque húmedo pre-montano (bh-P) respectivamente (Figura 7 y Tabla 9).

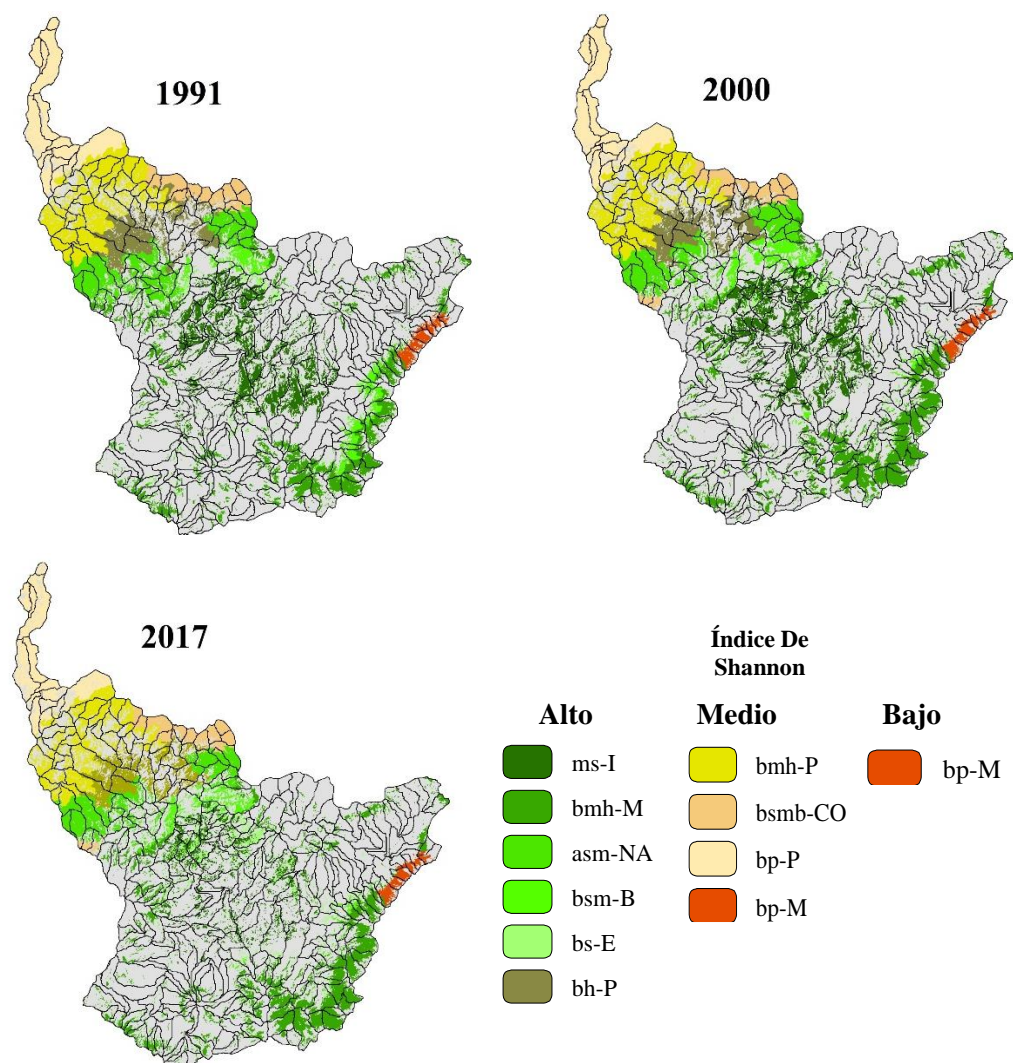


Figura 7. Diversidad de hábitats de ecosistemas boscoso en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. Diversidad Baja=0-1, Diversidad Media=1-2; Diversidad alta = >2.

En la (Tabla 9) se presenta el Índice de Diversidad de Shannon para los años 1991, 2000 y 2017, los cuales oscilaron entre 0.58 y 2.59.

Tabla 9. Diversidad de hábitats en los ecosistemas boscosos en los años 1991, 2000 y 2017

ID	Ecosistemas Boscosos	Índice de Diversidad De Shannon		
		1991	2000	2017
asm-NA	Arbustal siempreverde montano norte de los Andes	2.17	2.15	2.22
bh-P	Bosque húmedo pre-montano	2.04	2.16	1.96

bmh-M	Bosque muy húmedo montano	1.54	1.62	1.61
bmh-P	Bosque muy húmedo pre-montano	1.84	1.86	1.86
bp-M	Bosque pluvial montano	0.6	0.58	0.6
bp-P	Bosque pluvial pre-montano	1.21	1.37	1.17
bsm-B	Bosque seco montano bajo	2.13	2.37	2.38
bsmb-CO	Bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes	2.38	2.38	2.33
bs-E	Bosque seco espinoso	2.06	2.22	2.18
ms-I	Matorral seco interandino	2.59	2.46	2.48

4.1.4 Diversidad de hábitats de ecosistemas a nivel de paisaje

Entre los años 1991, 2000 y 2017, el índice de diversidad de Shannon osciló de 0 a 2.87 en el cual se registraron 70, 59 y 66 microcuencas con alta diversidad representando el 21%, 18% y 20% del total de las unidades de estudio (Figura 8).

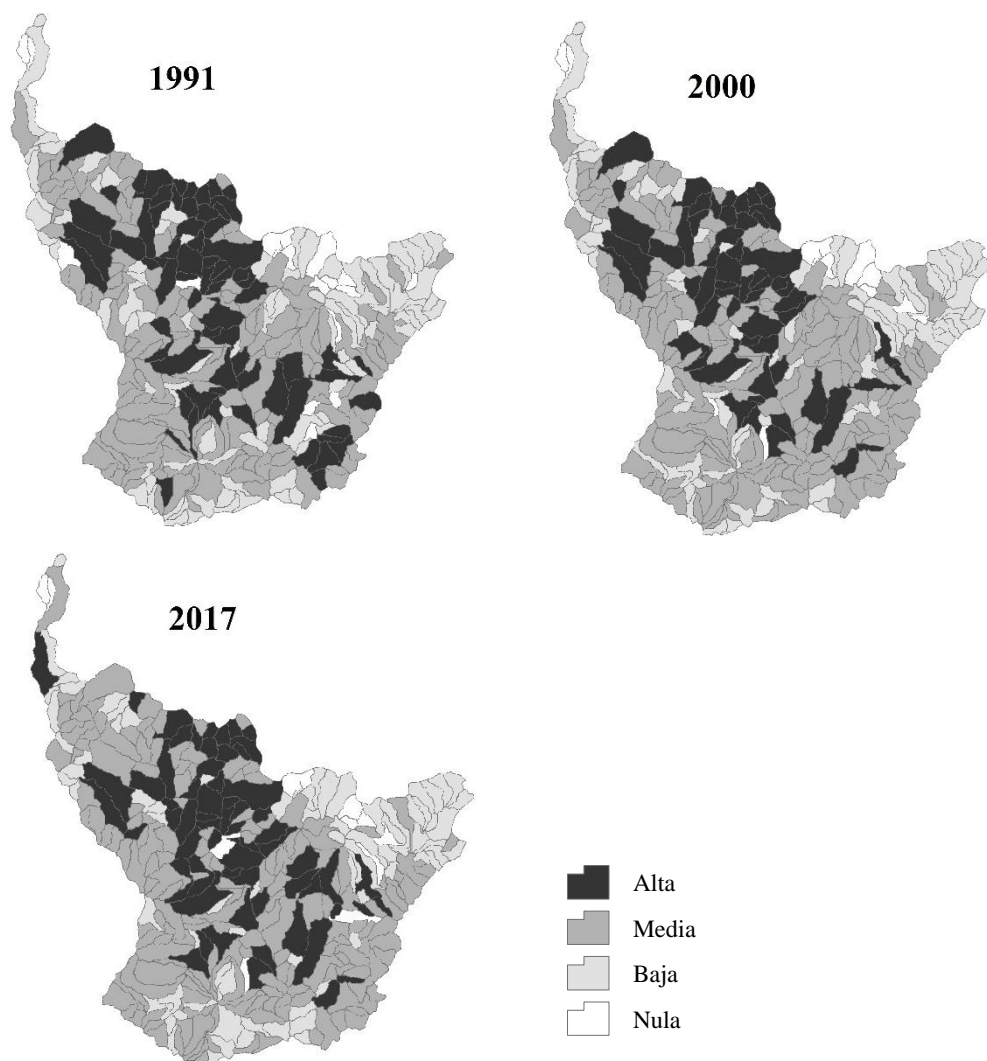


Figura 8. Diversidad de hábitats de ecosistemas boscosos a nivel de paisaje en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. Diversidad Nula=0; Diversidad Baja=0-1, Diversidad Media=1-2; Diversidad alta= >2.

De las diez formaciones vegetales identificados, se pudo reconocer a seis de ellas en la publicación de Cañadas (1983). Los bosques secos se mencionan en la publicación de Aguirre (2006) y los ecosistemas restantes se señalan en el informe del MAE (2013). Se pudo observar que las zonas de vida reconocidas por Cañadas (1983), el cual a su vez es una compilación de la literatura clásica, zonas de vida de Holdridge (Holdridge, 1979), a pesar de haber sido publicados hace 37 años, todavía hoy en día sigue vigente. Los ecosistemas identificados poseen diversidad de hábitats compuestos por diferentes tipos de clima y suelo, es así como cada hábitat posee una característica esencial que lo convierte en un área singular. La totalidad de los factores analizados con respecto a su relación entre, Tipo de cobertura forestal, precipitación y altitud han derivado en una correlación altamente significativa. Si bien es cierto que existe una correlación entre estos factores, no son los únicos a considerar al momento de identificar un hábitat, si no que algo esencial a tomar en cuenta es la composición de especies vegetales.

Los hallazgos del estudio demuestran que hubo una importante disminución de la diversidad de hábitats de ecosistemas boscosos en el paisaje estudiado. A nivel de ecosistemas el matorral seco interandino (ms-I) y el bosque húmedo pre-montano (bh-P) mostraron una importante pérdida de diversidad de hábitat boscosos, 0.11 y 0.08 respectivamente, estas pérdidas ocurrieron entre los años 1991 y 2017. Mientras que a nivel de paisaje en el mismo periodo cuatro microcuencass registraron pérdida de diversidad de hábitat. Resultados similares se reportaron en otros estudios de paisajes boscosos, en los cuales disminuyeron la diversidad de hábitats en un 0.04% y 0.20% (Wan et al. 2015; Rodríguez-Echeverry, Echeverría y Oyarzún, 2018). El estudio de Wan et al. (2015), asocia esta disminución con la fragmentación del hábitat de bosque nativo, mientras que Rodríguez-Echeverry et al. (2018), mencionan que la causa de la pérdida de diversidad de hábitat es la erosión del suelo, por lo cual se evidencia que la intensificación del uso de suelo y la habilitación de éstas para otros usos son el motor principal para la pérdida de diversidad de hábitats.

Al fragmentar un espacio en concreto, las especies que se encuentran en los nodos resultantes se puede asumir como una muestra de las que existían en el área inicial (Santos y Tellería, 2006; Tellería et al. 2011). De esta manera a medida que el hábitat se fragmenta, las especies se extinguen persiguiendo una línea de tendencia que esta primordialmente definido por su abundancia y vulnerabilidad ante los disturbios (Ulrich et al. 2009). Debido a lo cual, los especímenes más abundantes y resistentes a las perturbaciones del hábitat serán las que mayor probabilidad de aparecer en los fragmentos posea y viceversa. Esta teoría tiene implicaciones en las estrategias de conservación, debido a que se asume que el área total de hábitat en una zona no establece la capacidad para mantener una especie determinada (Santos y Tellería, 2006). Por lo tanto, un parche con mayor tamaño albergará mayor número de especímenes que la suma de los fragmentos con inferior tamaño, esto debido a que los parches pequeños solo poseerán aquellas especies capaces de soportar ese determinado hábitat.

4.2 Cambios en la composición y configuración espacial del paisaje

A continuación, se detallan los resultados obtenidos, con respecto a los cambios en la composición y configuración del paisaje boscoso de la cuenca del río Mira.

4.2.1 Área total

La cobertura boscosa del bosque seco montano bajo (bsm-B) disminuyó en un 15%, que representan un total de 1612.44 ha, este declive ocurrió entre 1991 al 2000, para 2017 la pérdida de cobertura fue mayor, con un 21% que equivalen a 1896.3 ha. Sin embargo, la mayor pérdida de cobertura boscosa ocurrió en el matorral seco interandino (ms-I), con una disminución del 49 % que representa 15 880.41ha de su cobertura inicial (Figura 8 y Tabla 10). Por otro lado, la representación del mayor tamaño de área, sigue una misma tendencia durante todo el periodo de estudio, dominando la Zona urbana (Zu), el cual entre los años 1991-2000 incrementó su cobertura en un 70.30% que equivalen a 862.65 ha, esta tendencia se mantuvo para los años posteriores, ya que entre los años 2000 y 2017, el porcentaje que incrementó fue del 52%, es decir 2227.5 ha (Figura 9 y Tabla 10).

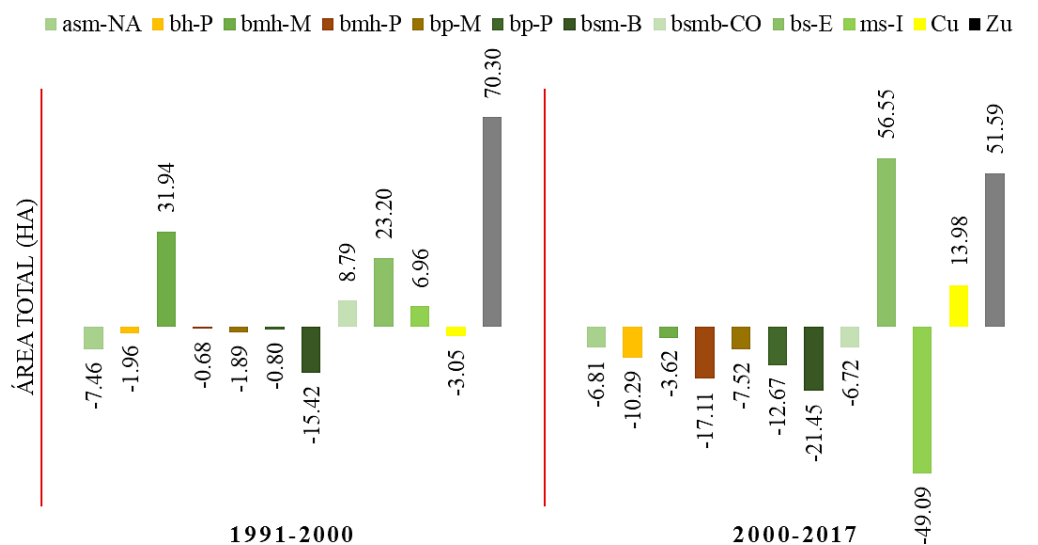


Figura 9. Área total, ganancias y pérdidas para cada ecosistema y cobertura de uso antrópico como un porcentaje del área de estudio para los periodos 1991-2000 y 2000-2017.

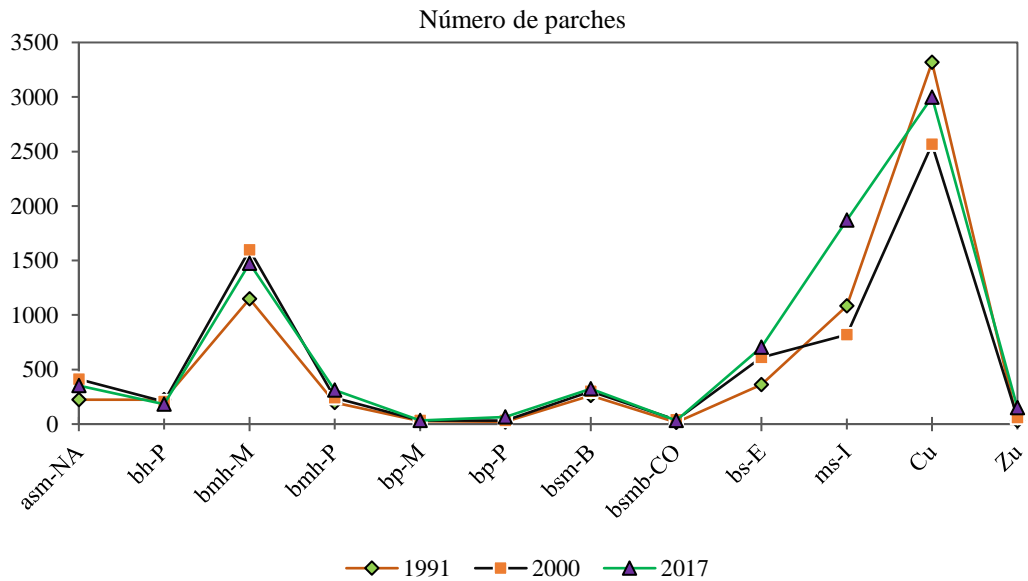
La (Tabla 10) muestra la superficie de las coberturas boscosas, las cuales están representadas en hectáreas, del cual se deriva el incremento o disminución del área total en un periodo de 26 años.

Tabla 10. Áreas de los diferentes tipos de ecosistemas de la cuenca del Río Mira, comprendida entre los años 1991, 2000 y 2017

ID	COBERTURA	Área total (ha)		
		1991	2000	2017
asm-NA	Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes	25 318.89	23 430.06	21 834.54
bh-P	Bosque húmedo pre-montano	16 920.27	16 588.89	14 882.22
bmh-M	Bosque muy húmedo montano	36 898.65	48 682.44	46 919.25
bmh-P	Bosque muy húmedo pre-montano	31 107.87	30 896.64	25 611.66
bp-M	Bosque pluvial montano	3819.42	3747.42	3465.63
bp-P	Bosque pluvial pre-montano	24 911.01	24 712.11	21 581.73
bsm-B	Bosque seco montano bajo	10 453.59	8841.15	6944.85
bsmb-CO	Bosque siempre verde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes	10 018.8	10 899.81	10 167.75
bs-E	Bosque seco espinoso	2755.26	3394.35	7811.55
ms-I	Matorral seco interandino	30 242.88	32 346.99	16 466.58
Cu	Cultivos	220 615.38	213 895.62	243 798.93
Zu	Zona urbana	1227.15	2089.8	4317.3

4.2.2 Número de parches

Las principales tipos de coberturas que constituyen la mayor cantidad de parches son; el matorral seco interandino (ms-I) con un total de 1084 y los cultivos con 3317 parches, correspondientes al año 1991, sin embargo, para 2017 este número varió, el número de parches del ms-I incrementó a 1871, mientras que los cultivos descendieron a 2999, debido al número de parches que poseen estas dos coberturas, se determinan como las coberturas más representativas dentro del paisaje de la cuenca del río Mira (Figura 10).



	1991	2000	2017
asm-NA	223	412	352
bh-P	224	206	182
bmh-M	1149	1598	1474
bmh-P	197	241	311
bp-M	27	33	33
bp-P	22	32	65
bsm-B	261	301	324
bsmb-CO	15	38	33
bs-E	360	612	706
ms-I	1084	818	1871
Cu	3317	2565	2999
Zu	29	59	149

Figura 10. Variación del número de parches de las coberturas y ecosistemas evaluados en la cuenca del río Mira, mediante el programa Fragstats v. 4.2. para los años 1991, 2000 y 2017.

4.2.3 Densidad de parche

El bosque pluvial pre-montano (bp-P), presentó un incremento durante todo el periodo de estudio en un 66% con respecto a sus coberturas iniciales. En contraste, al bp-P, se evidenció una disminución gradual de la densidad de parche para el bosque húmedo pre-montano (bh-P) con un porcentaje de 23% de su densidad inicial (Figura 11 y Tabla 11), constituyéndose, así como la cobertura boscosa que tuvo mayor disminución de densidad. Por otro lado, la zona urbana en el período estudiado obtuvo un incremento del 80% de su área inicial.

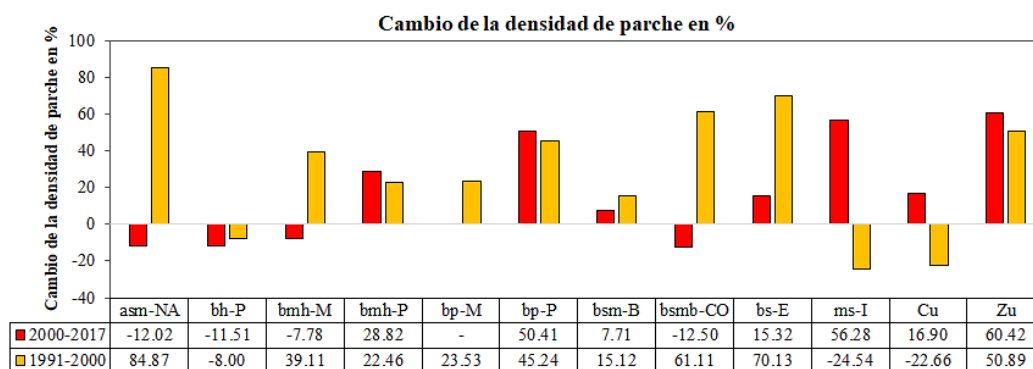


Figura 11. Cambios de densidad de parche en las coberturas boscosas y de uso antrópico, dentro de la cuenca del río Mira, para los periodos 1991-2000 y 2000-2017.

En la (Tabla 11) se muestra el porcentaje de densidad de los parches en las diferentes coberturas boscosas, en los años 1991, 2000 y 2017, en un lapso de 26 años.

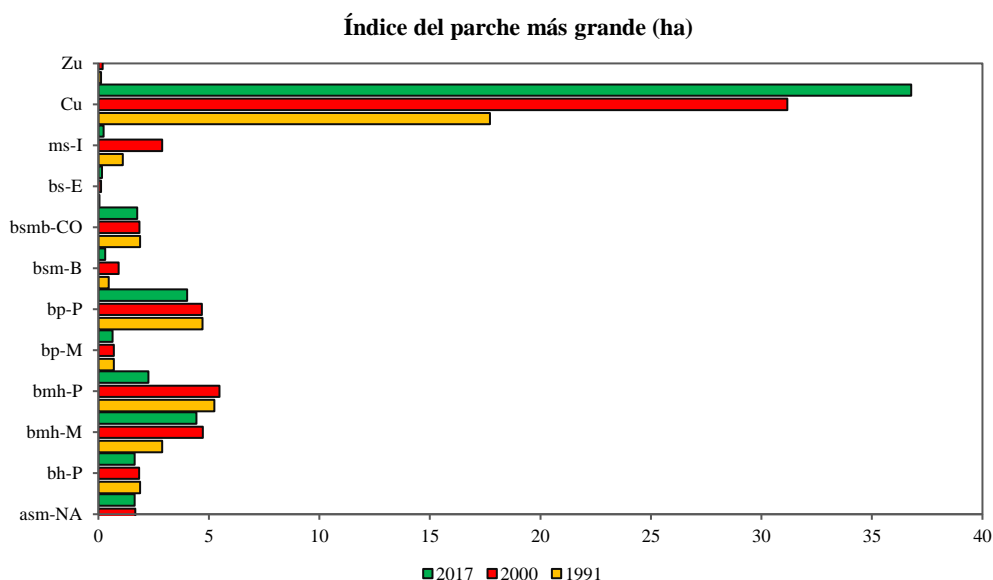
Tabla 11. Densidad de parche en hectáreas para cada ecosistema en la cuenca del Río Mira, para los años 1991, 2000 y 2017

ID	COBERTURA	Densidad de parche		
		1991	2000	2017
asm-NA	Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes	0.0423	0.0782	0.0688
bh-P	Bosque húmedo pre-montano	0.0425	0.0391	0.0346
bmh-M	Bosque muy húmedo montano	0.2181	0.3034	0.2798
bmh-P	Bosque muy húmedo pre-montano	0.0374	0.0458	0.059
bp-M	Bosque pluvial montano	0.0051	0.0063	0.0063
bp-P	Bosque pluvial pre-montano	0.0042	0.0061	0.0123
bsm-B	Bosque seco montano bajo	0.0496	0.0571	0.0615
bsmb-CO	Bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes	0.0028	0.0072	0.0063
bs-E	Bosque seco espinoso	0.0683	0.1162	0.134
ms-I	Matorral seco interandino	0.2058	0.1553	0.3552
Cu	Cultivos	0.6297	0.487	0.5693
Zu	Zona urbana	0.0055	0.0112	0.0283

4.2.4 Índice del parche más grande

El parche de bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P) fue el más representativo de los ecosistemas boscosos, con un tamaño de 4.32 ha entre los años 1991 y 2017 (Figura 12). El área del parche de los cultivos registró un incremento notorio entre

los años 1991 y 2000, debido a que el tamaño del fragmento se ve incrementado de 17.72 ha a 31.17 ha. Sin embargo, para el año 2017 no existen incrementos significativos en el tamaño de parche (Figura 12).



	asm-NA	bh-P	bmh-M	bmh-P	bp-M	bp-P	bsm-B	bsmb-CO	bs-E	ms-I	Cu	Zu
■ 2017	1.64	1.64	4.44	2.26	0.64	4.01	0.31	1.76	0.16	0.23	36.77	0.33
■ 2000	1.67	1.84	4.73	5.48	0.70	4.68	0.91	1.86	0.11	2.89	31.18	0.20
■ 1991	3.08	1.88	2.89	5.24	0.71	4.71	0.47	1.89	0.05	1.10	17.72	0.12

Figura 12. Índice de parche más grande en los distintos ecosistemas de la cuenca del río Mira para los años 1991, 2000 y 2017.

4.2.5 Índice de Proximidad media

Los análisis de proximidad media entre los años 1991-2017, demostraron que el bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes (bsmb-CO) posee un valor más elevado con respecto a las demás coberturas (Proximidad media: 62 260 m) lo que indica que en un radio de 3000 m se encuentran más parches de la misma clase, manteniendo una continuidad en esta clase. En contraste, la clase de bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P) incrementó su proximidad media de 21 250.82 a 60 8616 m para el periodo 1991-2017, consecuente aquello, se consideró al bmh-P la clase con mayor incremento de continuidad con respecto a sus parches (Tabla 12). Por otra parte, las coberturas de Cultivos (Cu) obtuvieron un valor de proximidad elevada de 72 556.53 m, siendo la cobertura de uso antrópico más representativa en la cuenca.

Tabla 12. Índice de proximidad media para los distintos ecosistemas del paisaje de la cuenca del río Mira, para los años 1991, 2000 y 2017.

ID	COBERTURA	PROXIMIDAD MEDIA (m)		
		1991	2000	2017
asm-NA	Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes	70 995.662	14 692.944	12 978.018
bh-P	Bosque húmedo pre-montano	24 827.462	33 034.113	11 466.251
bmh-M	Bosque muy húmedo montano	10 115.403	32 659.085	20 925.542
bmh-P	Bosque muy húmedo pre-montano	20 879.6628	21 250.8251	60 861.629
bp-M	Bosque pluvial montano	45 546.779	45 224.165	2 754.384
bp-P	Bosque pluvial Pre-montano	27 179.556	31 258.243	26 980.9958
bsm-B	Bosque seco montano bajo	5.749.568	9.983.104	4 607.585
bsmb-CO	Bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes	94 385.729	40 664.176	51 732.189
bs-E	Bosque seco espinoso	221.147	26.265	534.191
ms-I	Matorral seco interandino	11 410.734	49 641.716	11 85949
Cu	Cultivos	36 081.5412	72 058.7816	72 556.5363
Zu	Zona urbana	313.242	2 533.709	653.826

4.2.6 Índice de Agregación

La cobertura, bosque pluvial pre-montano (bp-P) y bosque siempreverde montano bajo de la Cordillera Occidental de los Andes (bsmb-CO) mostraron valores de 98% respectivamente. Igualmente, el bosque seco espinoso (bs-E) y matorral seco interandino presentaron valores con menos agregación, con un promedio de 85.8% y 90 % respectivamente para el periodo 1991-2017 (Figura 13).

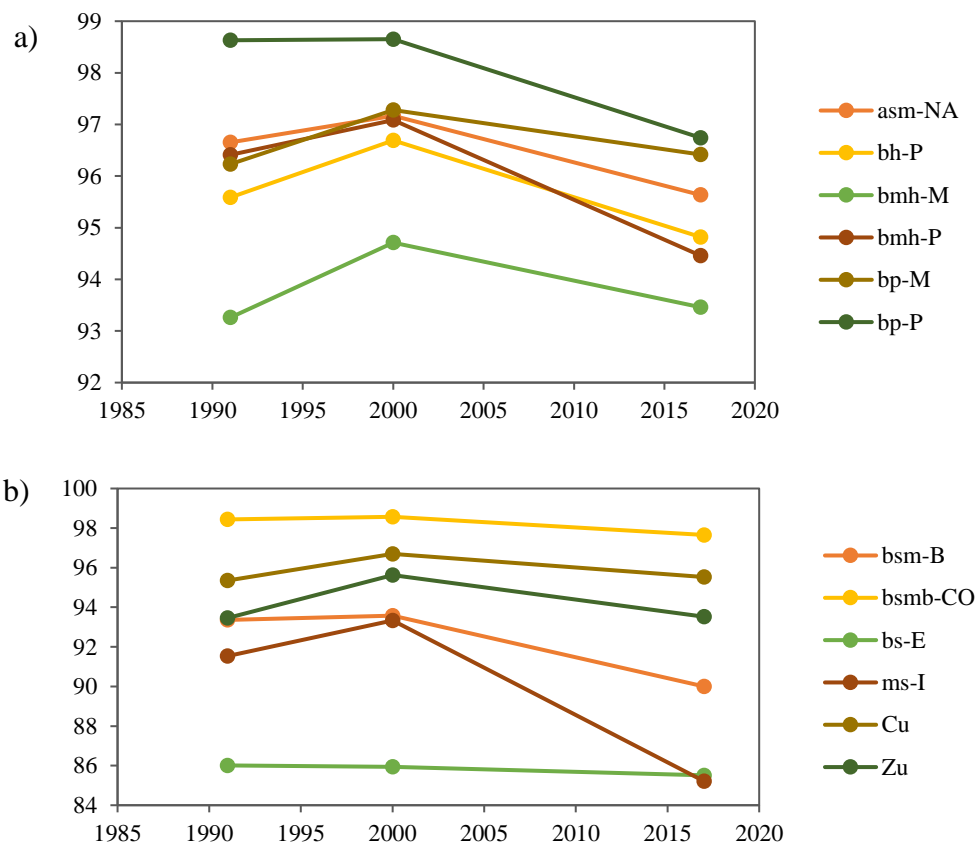
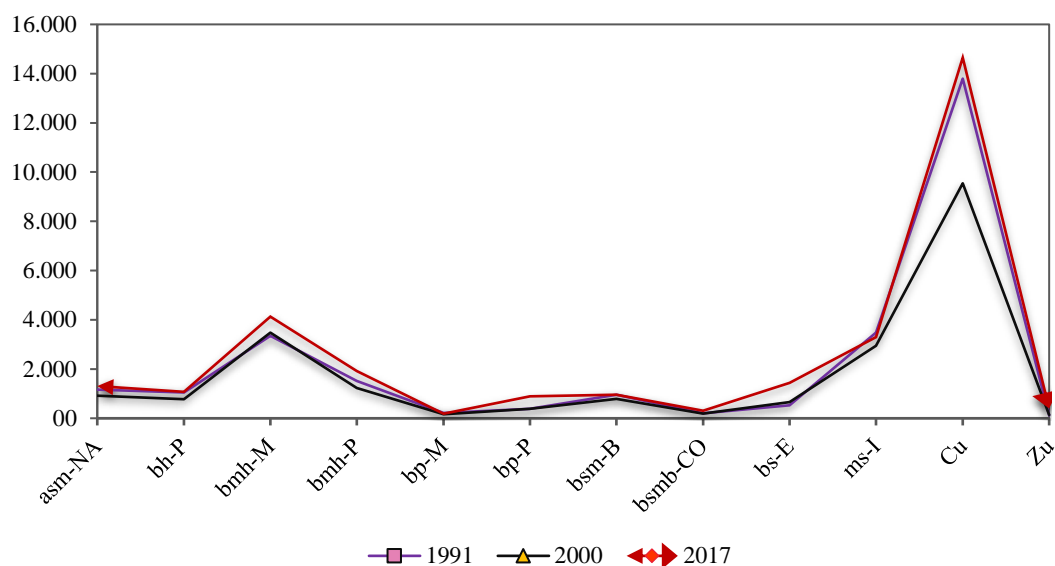


Figura 13. Índice de agregación de los ecosistemas evaluados, en donde se evidencia que tan agregados se encontraban y cuál fue su tendencia en los años 1991, 2000 y 2017.

4.2.7 Longitud de borde

Se determinó que los diferentes ecosistemas poseen valores que difieren entre sí, el valor más representativo se registró en el bosque muy húmedo montano (bmh-M) que en 1991 poseía una longitud de borde de 3346 km. No obstante, al término del año 2017 este valor ascendió a 4131 km. En cuanto al matorral seco interandino (ms-I), en 1991 poseía una longitud de borde de 3479 km, sin embargo, para 2017 esta cifra descendió a 3291 km. Finalmente el bosque pluvial montano (bp-M) fue la cobertura forestal que registró la mayor pérdida de su perímetro con una tasa anual de 186.2 km, ocurridos entre 1991 y 2017 (Figura 14).

Longitud de borde (Km)

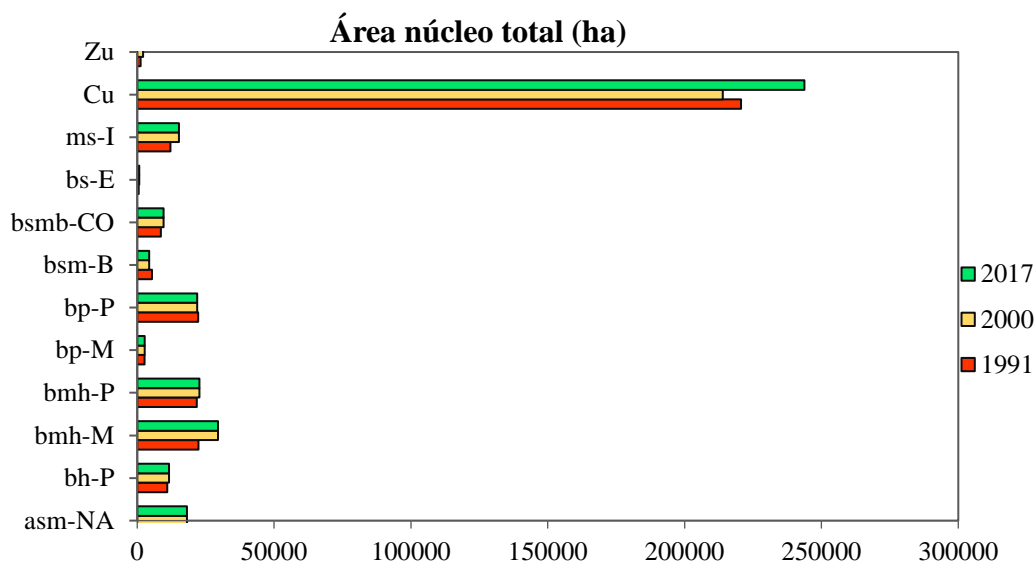


—□—	1991	1.164	1.042	3.346	1.516	214	388	962	198	532	3.479	13.796	120
—▲—	2000	918	778	3.473	1.226	158	383	792	192	656	2.942	9.543	139
—◆—	2017	1.308	1.074	4.131	1.922	186	888	956	307	1.435	3.291	14.648	397

Figura 14. Cambios en la longitud de borde de cada ecosistema evaluado en la cuenca del río Mira representadas en km, para los años 1991, 2000 y 2017.

4.2.8 Área núcleo total

Los ecosistemas analizados presentaron una variación en su área núcleo, evidenciando un incremento del bosque muy húmedo montano (bmh-M), ya que aumentó de 22 369 a 29 462.13 ha (Figura 15). Por otro lado, se demostró una disminución importante en el área núcleo del bosque seco montano bajo (bsm-B), el cual se redujo de 5380 a 4328 ha, ocurridos entre 1991 a 2017, siendo la cobertura con mayor tasa de disminución de su área núcleo (Figura 14). Los cultivos (Cu) se establecieron como la cobertura con mayor extensión de su área núcleo, el cual entre 1991-2017 incrementó de 220 615.38 a 243 798.93 ha.



	asm-NA	bh-P	bmh-M	bmh-P	bp-M	bp-P	bsm-B	bsmb-CO	bs-E	ms-I	Cu	Zu
■ 2017	18160	11566	29462	22670	2732	21920	4322	9567	681	15186	243798	2089
■ 2000	18160	11566	29462	22670	2732	21920	4322	9577	681	15186	213895	2089
■ 1991	18813	10967	22369	21753	2667	22262	5379	8628	530	12123	220615	1227

Figura 15. Variación del área núcleo total de las coberturas vegetales en la cuenca del Río Mira representadas en ha, para los periodos 1991, 2000 y 2017.

Los resultados del estudio muestran que existió pérdidas importantes de cobertura de bosque nativo pertenecientes al matorral seco interandino (ms-I) 46%, bosque seco montano bajo (bsm-B) 33% y bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P) 17% con una alta tasa de deforestación (2.3%, 1.5% y 0.7% por año respectivamente) entre los años 1991 y 2017. Esta disminución ocurrió principalmente por la habilitación de zonas agrícolas y zonas urbanas. Sin embargo, la extensión de las zonas agrícolas influyó al incremento en número y tamaño de parches, de modo que provocó la dispersión de fragmentos de las coberturas boscosas, debido a que los parches de cultivos están más próximos entre sí, contribuyendo a la pérdida de longitud de borde de los bosques. Se reportó un caso similar de pérdida de cobertura boscosa en el Ecuador de 1 834 384 ha a con una tasa de deforestación de 0.37% año por año, en una comparación multitemporal de bosque nativo entre los años 1990–2014 (MAE, 2015). De igual manera el estudio realizado en los bosques templados de Chile por Rodríguez-Echeverry et al. (2018) indican que hubo una pérdida de área del 12% del hábitat de bosque nativo (pérdida media anual del 0.5%) de 1986 a 2011 provocadas por actividades antrópicas. Estas disminuciones de coberturas vegetales se dieron por una alta tasa de deforestación, por lo cual se

ha verificado que el cambio de uso de suelo es la principal causa para la pérdida de bosques nativos y está intrínsecamente relacionado con el aumento de efecto de borde y la fragmentación.

Además de disminuir el área de cobertura vegetal, los procesos de cambio de uso de suelo al formar fragmentos de bosques incrementan la distancia entre sí, de tal manera que, si la tendencia hacia el incremento de la zona agrícola continúa, se espera que la pérdida de diversidad de hábitats pueda ser aún más impactante. Por otro lado, se demostró que, en todo el período de estudio, el bosque seco espinoso (bs-E) incrementó su cobertura en un 65% (5056.29 ha) de su área inicial. De igual manera el estudio sobre el cambio de uso de suelo realizado en México por Cuevas, Garrido, Pérez y González (2010) señala que aproximadamente un millón de hectáreas pasaron de un estado primario a secundario, lo que significa que el 52% de la vegetación primaria de la cuenca se transformó a secundaria. Un estudio similar realizado en México, por Figueroa, Castillo, Ramírez, Monterosas y Peña (2011) hallaron una tasa de cambio positiva del 0.33% lo cual indica un aumento de cobertura en el bosque de pino. Los estudios realizados sobre cambios positivos en la configuración espacial de paisajes en conjunto con los resultados del presente estudio indican que el aumento de coberturas boscosas se produce por una sucesión vegetal, dando lugar al incremento de un cierto tipo de ecosistema.

En cuanto a la diferencia del número de fragmentos, en esta investigación se determinó que el matorral seco interandino (ms-I) incremento de 1084 a 1871, lo cual se vio reflejado en la disminución de las áreas de los parches. Esta directriz en la fragmentación es similar a la reportada en el paisaje de Cuchillas de la zarca, México (Mata, Álvarez y Martínez 2014). Esta misma tendencia se registró en el estudio del bosque seco de Colombia (Galván, Ballut y De La Ossa, 2015). En estos estudios se asocia esta problemática con los procesos de fragmentación causados por las actividades antrópicas. El tamaño mínimo de hábitat viable para que una especie subsista depende de cada especie, sin embargo esta debe ser del tamaño suficiente para asegurar la supervivencia a largo plazo (Wilcox y Elder, 2003). Por lo tanto, la reducción progresiva en el tamaño de los parches pone en peligro a

escala local la extinción de las especies nativas, debido a que, a menor tamaño de fragmento menor probabilidad de supervivencia de esta.

4.3 Estrategias de conectividad

Entre los diez ecosistemas evaluados se registraron tres con mayor estado de fragmentación: bosque seco montano bajo (bsm-B), bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P) y matorral seco interandino (ms-I), por lo cual se propuso la implementación de corredores ecológicos como un mecanismo de conservación de la conectividad del paisaje boscoso. El criterio para la creación de estos corredores fue la de establecer la ruta de menor coste, para lo cual se empleó como punto de referencia el enlace de los bordes más cercanos a cada parche.

El rango del índice integral de conectividad (dIIC) osciló de 0 a 48. Pese aquello existieron valores que se consideraron bajo (0.17), lo cual implicó que exista una alta fragmentación del ecosistema. No obstante, dentro de este rango concurren valores muy altos (48.43) lo que permitió identificar parches a través de los cuales se pudo hacer una óptima conectividad (Figura 16).

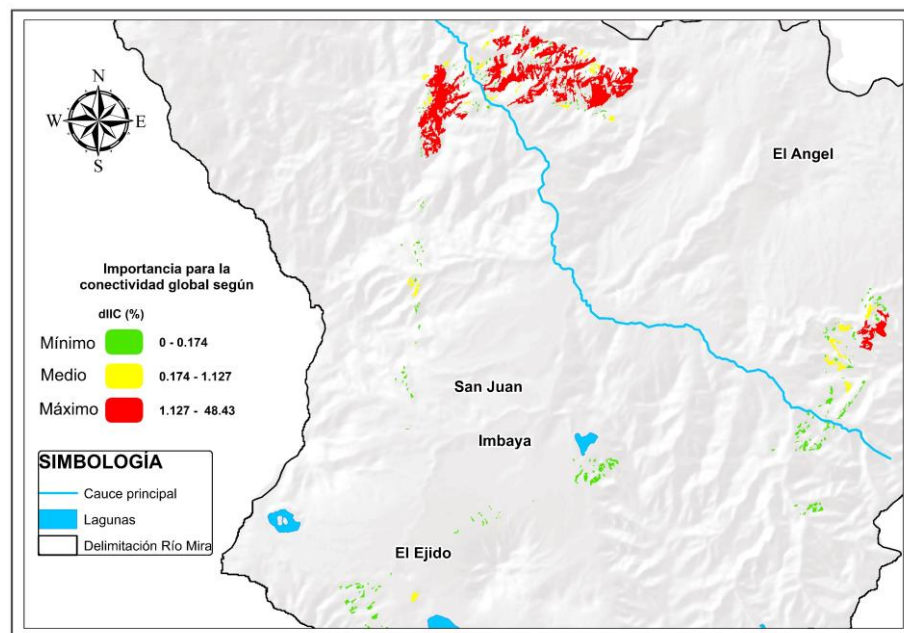


Figura 16. Importancia de cada uno de los parches para la conectividad global de hábitat en el paisaje de bosque seco montano bajo (dIIC, %).

El rango de $dIICintria$, el cual comprende la contribución del área de hábitat proporcionada por el propio parche fluctuó de 0 a 17. No obstante existieron valores que se consideraron bajo (0.001), lo cual implicó que exista áreas de parches muy pequeñas. A pesar de ello, dentro de este rango concurren valores muy altos (17.27) lo que permitió identificar nodos de importancia para una óptima conectividad (Figura 17).

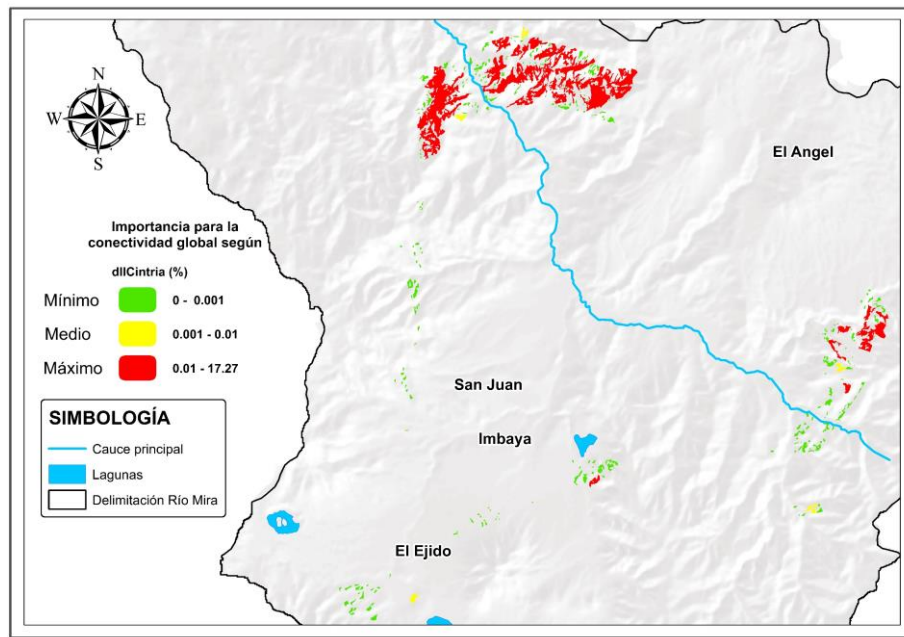


Figura 17. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del bosque seco montano bajo de acuerdo con la fracción $dIICintria$ (%).

El rango de $dIICflux$, el cual constituye el esparcimiento ponderado a través de enlaces entre parches osciló de 0 a 31. No obstante existieron valores que se consideraron bajo (0.001), lo cual implicó que los parches se encuentren más dispersos entre sí. A pesar de ello, dentro de este rango se registraron valores muy altos (17.27) permitiendo identificar parches claves para una buena conectividad (Figura 18).

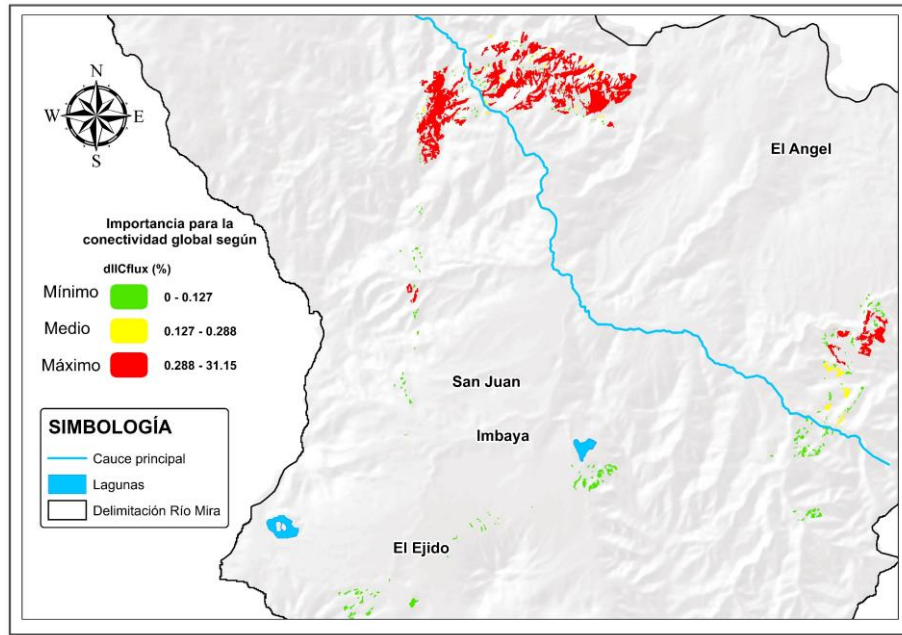


Figura 18. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del bosque seco montano bajo de acuerdo con la fracción dIICflux (%).

Se identificó para el ecosistema bosque seco montano bajo (bsm-B) 6 nodos de importancia, con una separación media de 30 129.8 m, de manera que se establecieron cada ruta de entrelace (Figura 19).

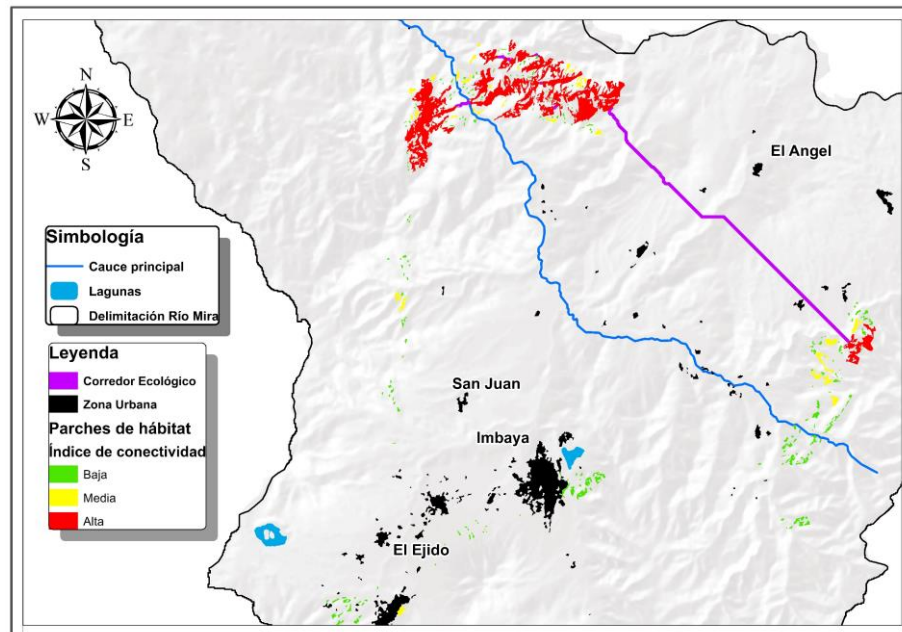


Figura 19. Corredor ecológico estructural para el ecosistema bosque seco montano bajo consistente de 6 nodos o fragmentos de bosque importantes conectados por 5 enlaces.

El rango del índice integral de conectividad (dIIC) osciló de 0 a 54. Pese a que existieron valores que se consideraron bajos (0.08), lo que implicó que existiera una alta fragmentación del ecosistema. No obstante, dentro de este rango se registraron valores muy altos (54) lo que permitió identificar nodos de importancia para una óptima conectividad (Figura 20).

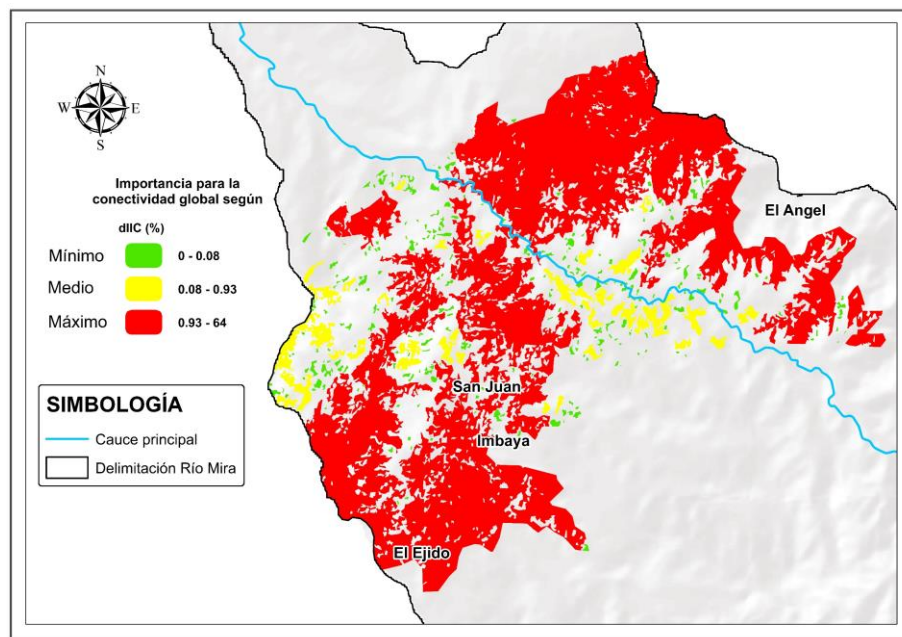


Figura 20. Importancia de cada uno de los parches para la conectividad global de hábitat en el paisaje de bosque muy húmedo pre-montano (dIIC, %).

El rango de dIICintra, el cual comprende la contribución del área de hábitat proporcionada por el propio parche fluctuó de 0 a 26. No obstante existieron valores que se consideraron bajos (0.0014), lo que implicó que existieran áreas de parches muy pequeñas. A pesar de ello, dentro de este rango se registraron valores muy altos (26.73) permitiendo identificar parches a través de los cuales se pudo realizar una óptima conectividad (Figura 21).

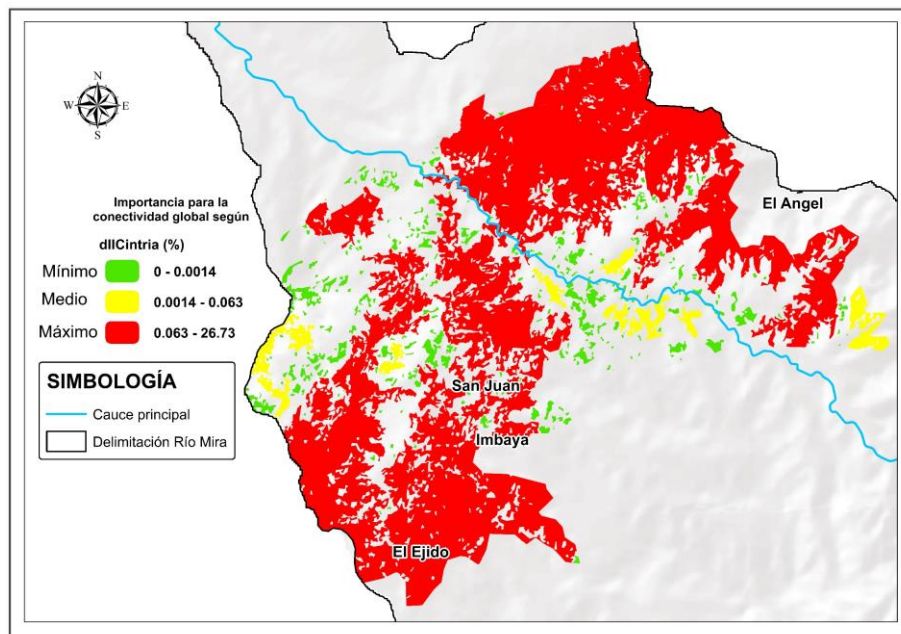


Figura 21. Importancia de los parches, bosque muy húmedo pre-montano, dIICintria (%).

El (dIICflux) osciló de 0 a 37. No obstante existieron valores que se consideraron bajo (0.041), lo cual implicó que los parches se encuentren más dispersos entre sí. A pesar de ello, dentro de este rango se registraron áreas con valores muy altos (37) identificando nodos de importancia para una óptima conectividad (Figura 22).

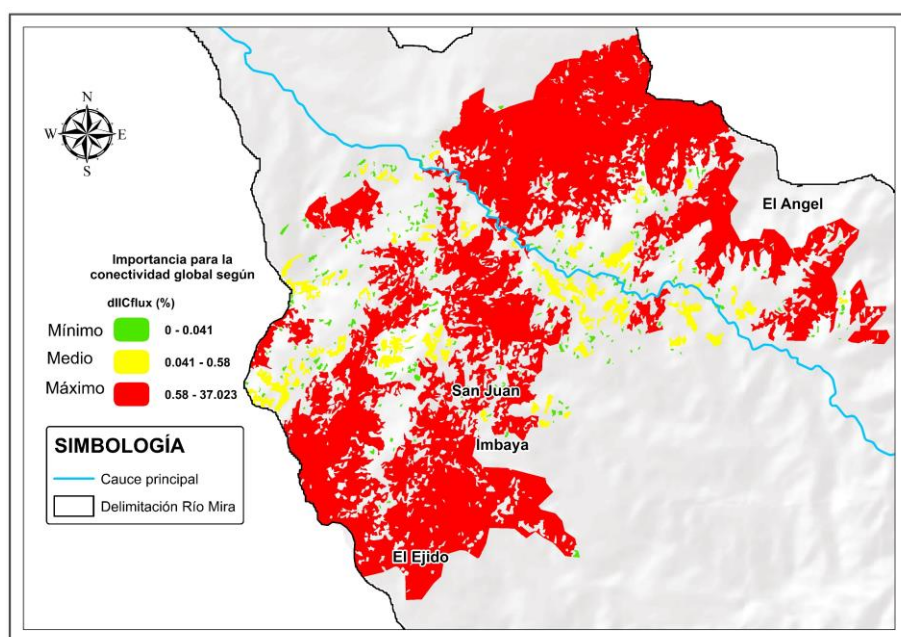


Figura 22. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del bosque muy húmedo pre-montano de acuerdo con la fracción dIICflux (%).

Se determinó para el ecosistema bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P) 5 nodos de importancia, con un alejamiento promedio de 10 320 m, de tal forma que se estableció cada ruta (Figura 23).

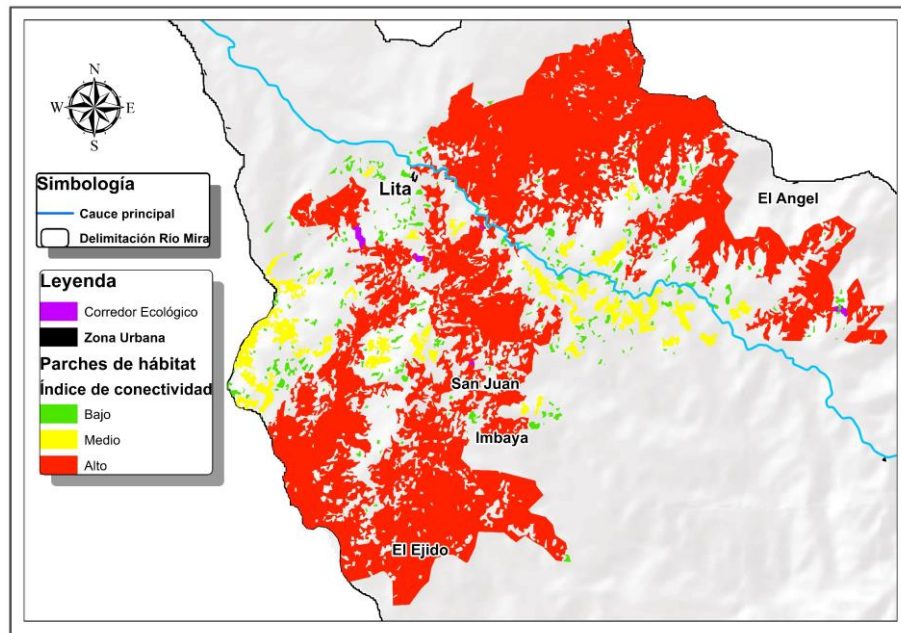


Figura 23. Corredor ecológico estructural para el ecosistema bosque muy húmedo pre-montano consistente de 5 nodos o fragmentos de bosque importantes conectados por 4 enlaces.

El rango del índice integral de conectividad (dIIC) osciló de 0 a 56. Pese a que existieron valores que se consideraron bajo (0.34), lo cual implicó que exista una alta fragmentación del ecosistema. No obstante, dentro de este rango se registraron valores muy altos (56.95) lo que permitió identificar nodos de importancia para una óptima conectividad (Figura 24).

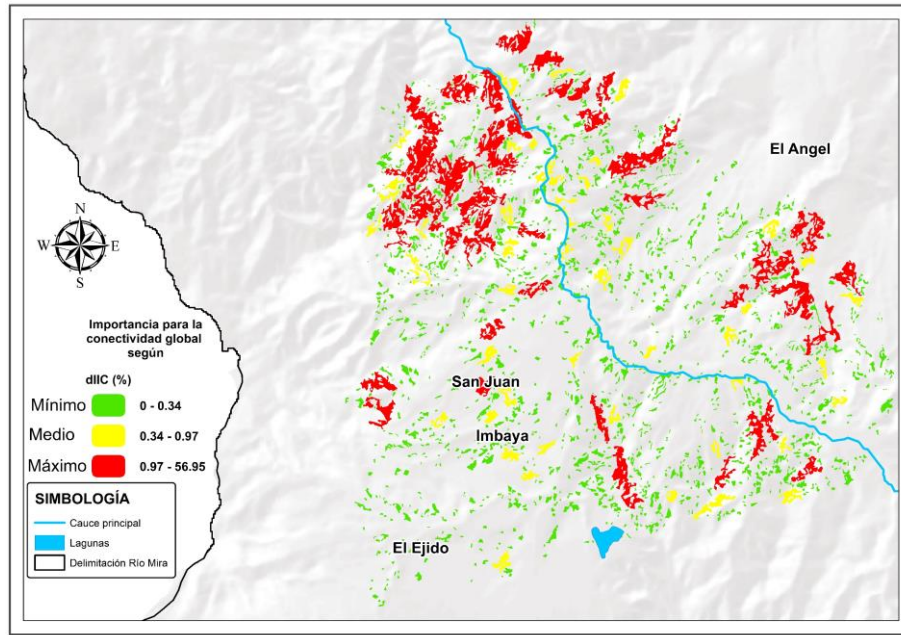


Figura 24. Importancia para la conectividad de los parches del matorral seco interandino.

Los valores de (dIICintria) fluctuaron de 0 a 10. No obstante existieron valores que se consideraron bajo (0.018), lo cual implicó que exista parches muy pequeños. A pesar de ello, dentro de este rango se registraron valores muy altos (10.66) lo que permitió identificar nodos de importancia para una óptima conectividad (Figura 25).

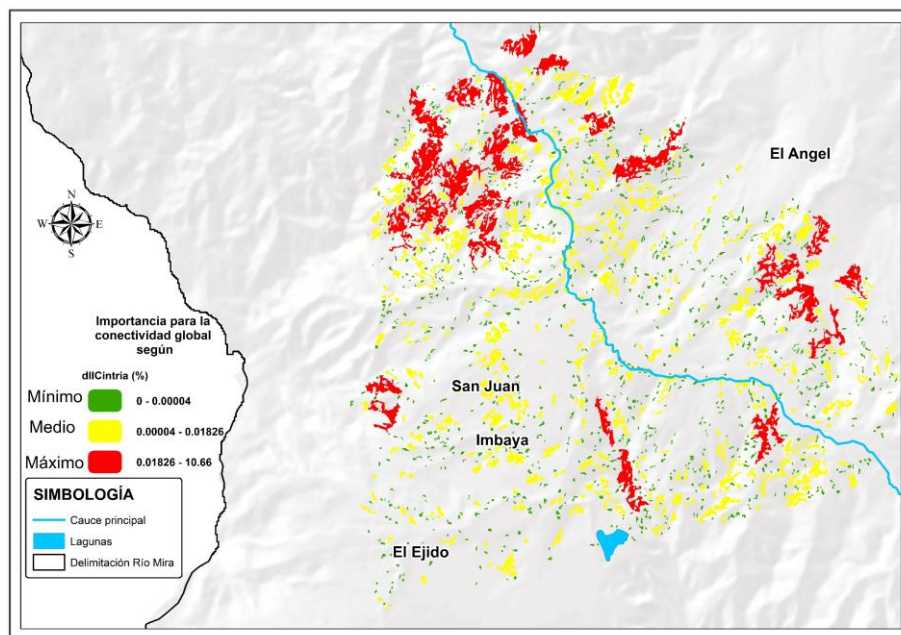


Figura 25. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del matorral seco interandino de acuerdo con la fracción dIICintria (%).

El rango de dIICflux, el cual constituye el esparcimiento ponderado a través de enlaces entre parches osciló de 0 a 53. No obstante existieron valores que se consideraron bajo (0.49), lo cual implicó que los parches se encuentren más dispersos entre sí. A pesar de ello, dentro de este rango se registraron valores muy altos (53) lo que permitió identificar nodos de importancia para una óptima conectividad (Figura 26).

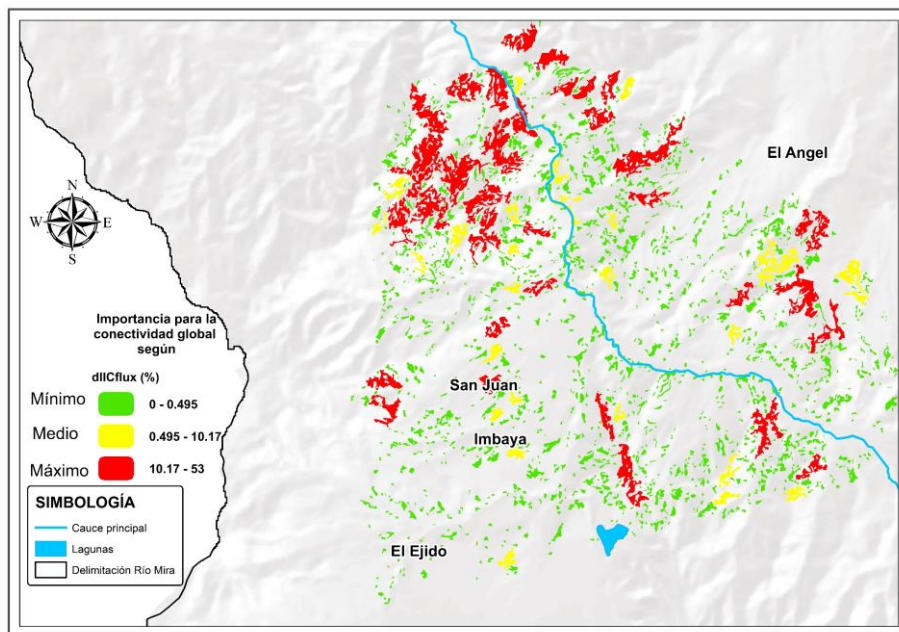


Figura 26. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del matorral seco interandino de acuerdo con la fracción dIICflux (%).

Se registró para el ecosistema matorral seco interandino (ms-I) 22 nodos de importancia, con una distancia promedio de 15 367.6 m, para los cuales se establecieron las rutas de entrelace (Figura 27).

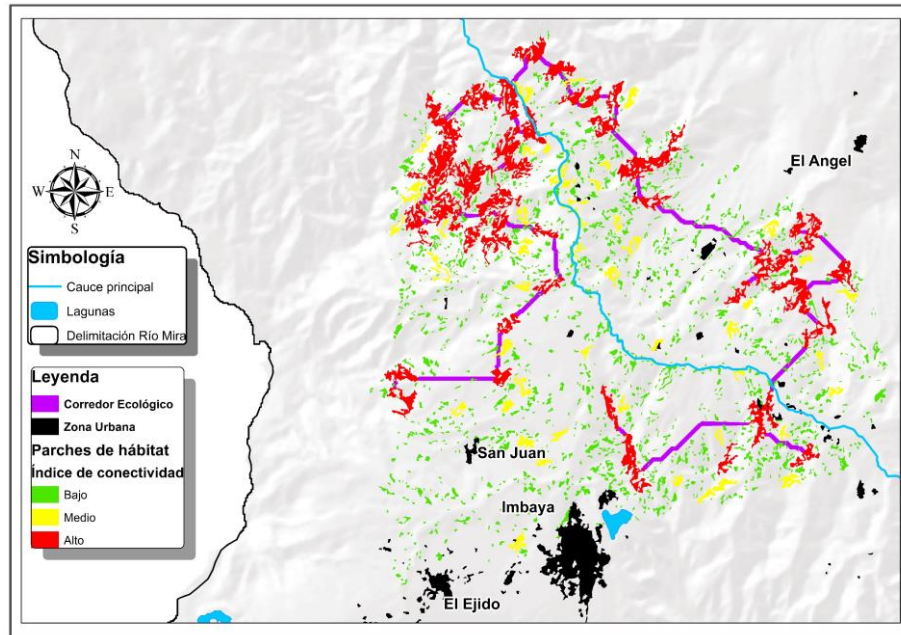


Figura 27. Corredor ecológico estructural para el ecosistema matorral seco interandino consistente de 35 nodos o fragmentos de bosque importantes conectados por 34 enlaces.

Una estrategia valiosa para la conservación de la biodiversidad a escala de paisaje es la creación de corredores ecológicos, ya que incrementan la conectividad entre los ecosistemas. Tal es así que se adquiere una mayor importancia en bosques donde la intervención antrópica es evidente y se encuentran en una matriz modificada por el cambio de uso de suelo. Se reportó un estudio para la creación de corredores ecológicos, enfocado a la conservación de la conectividad de vida silvestre en Estados Unidos, Arizona, realizada por Beider y Noss (1998), en la cual se propone enlazar las zonas afectadas por el crecimiento de granjas y zonas agrícolas. Para corroborar aquello, el estudio de Alonso-F, Finegan y Brenes (2017) en el sur de Ecuador, plantea la implementación de corredores ecológicos destinados a entrelazar las áreas de conservación Yacuambi y el Parque Nacional Podocarpus, con la finalidad de incrementar la conectividad funcional de tres especies de mamíferos con requerimientos ecológicos contrastantes. Dado estos antecedentes queda demostrado que las implementaciones de los corredores de conectividad ecológica constituyen una herramienta útil para conservar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, que se encuentran afectados por los disturbios.

Los corredores ecológicos pueden brindar funciones potenciales ya que facilitan el movimiento de ciertos organismos, los cuales podrían sobrevivir y reproducirse en él, además puede constituirse como fuente de organismos para el medio donde se encuentra establecido. Esta teoría fue demostrada por Szacki (1987) en su estudio acerca de la estructura y organización de dos poblaciones de ratones de banco donde se comprobó que en la población semiaislada registró mayor presencia de ratones juveniles, en comparación con la población aislada. Posteriormente así lo ratificaron los científicos norteamericanos Hess y Fischer (2001). De acuerdo con la anterior revisado, en esta investigación se diseñó los corredores ecológicos como medio que pueda cumplir las funciones de movimiento, hábitat, refugio y fuente de ciertos organismos. Ya que según las valoraciones teóricas de Bentrup (2008), quien indica los corredores ecológicos como “franjas de vegetación incorporadas al paisaje que sirven para influenciar los procesos ecológicos y proveer una variedad de bienes y servicios. Se los conoce por diversos nombres, como por ejemplo corredores para fauna silvestre, vías verdes, cortinas rompe vientos y franjas filtro. Es esencial hacer énfasis, que no se deben especular su elaboración tan son solo como estructuras lineales estrechas que conectan dos espacios, si no que el éxito de los corredores ecológicos depende del grado en que su diseño favorezca a separar las barreras bióticas y abióticas que degradan un ecosistema.

La creación de corredores ecológicos dentro de las áreas urbanizadas que se encuentran en la cuenca del río Mira se pueden plantear siguiendo la ruta del cauce, utilizando zonas de abiertas de áreas verdes que sean continuas al eje conector de los nodos de importancia, de tal manera que no se interponga en el flujo de energía de las distintas especies con la actividad antrópica de esa zona. Es así como lo plantea Remolina (2006), la creación de caminos verdes los cuales permiten el flujo de servicios ambientales y fuente de alimento para la fauna adaptada a la ciudad. De igual manera se conoce que en la cuenca del río Mira existe un gran crecimiento agrícola y ganadero para el cual es necesario determinar la ruta de cada corredor con el fin de incorporar vegetación que además de ofrecer ganancia económica al dueño de la tierra, puedan ser sumideros de retención de carbono que puede también ser valorado para obtener cuidado de sus cultivos, como lo indica Canet (2007), en

su programa el análisis de una dimensión socioeconómica que busca mejorar la calidad de vida de las personas que habitan en un corredor ecológico a través de la conservación, el uso sostenible de los recursos naturales y las prácticas amigables con el ambiente.

CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

La cuenca del río Mira, al pertenecer a un hotspot y estar ubicada dentro de la Cordillera de los Andes, registra un alto índice de diversidad de hábitats de ecosistemas nativos. Sin embargo, en el período de estudio de 1991-2017 a nivel de ecosistemas, el matorral seco interandino y el bosque muy húmedo pre-montano presentan la mayor pérdida de biodiversidad del 0.11% y 0.08% respectivamente. Mientras que a nivel de paisaje cuatro microcuecas perdieron su valor de diversidad alta dentro del período de estudio.

El presente estudio demostró que la fragmentación y deforestación causado por el cambio de uso de suelo afecta los patrones espaciales de los ecosistemas nativos tanto en su configuración como su estructura al encontrar disminución en sus áreas e incremento de números de parches dentro de la cuenca en los ecosistemas que se encuentran más próximos a las zonas urbanas y agrícolas. Estos ecosistemas fueron: matorral seco interandino, bosque seco montano bajo y bosque muy húmedo pre-montano con pérdidas del 46%, 33% y 17% de su área inicial respectivamente.

Se propuso la creación de corredores ecológicos como estrategia para la conservación de la conectividad de hábitats gracias a la herramienta Conefor, la cual permitió identificar en los ecosistemas matorral seco interandino, bosque seco montano bajo y bosque muy húmedo pre-montano, 22, 6 y 5 nodos de importancia respectivamente, para de esta manera trazar el corredor tomando en cuenta la ruta óptima al parche más cercano. Esta estrategia permitirá mantener la calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos.

La evaluación de la conectividad del paisaje boscoso contribuirá a la sustentabilidad ambiental de la cuenca del río Mira, ya que constituye una base

para la implementación de nuevas estrategias de conservación, basados en la ecología del paisaje.

5.2 Recomendaciones

Se recomienda la ejecución de estudios sobre el impacto que generan las actividades antrópicas sobre la flora y fauna que registran su presencia en la cuenca del río Mira, con la finalidad de priorizar la supervivencia de estas.

Las autoridades a cargo de las políticas ambientales consideren la información de este estudio para la planificación territorial de la cuenca considerando la configuración espacial. De tal forma que, el presente estudio se emplee como base para la generación de estrategias de conservación.

El presente estudio realizado a nivel ecológico se debe complementar con investigaciones de carácter social que permitan entender las causas sociales que conducen al cambio de uso de suelo, de tal manera que se logre una comprensión simultánea.

REFERENCIAS

- Acosta, D., Camarena, A., Chang, A., Díaz, A., Fuller, E., Gonzales C. y Tejedor De León, A. (2016). Software usage for digital images processing for watershed definition. *Revista de Iniciación Científica*, 2(1). 12-18.
- Aguirre, C.M., Kvist, L.P. y Sánchez, O.T. (2006). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. En M. Moraes, B. Ollgaard, L. Kvist, F. Borchsenius, F. y H. Balslev (Eds.), *Botánica Económica de los Andes Centrales* (pp. 167-187). La Paz, Bolivia: Universidad Mayor de San Andrés.
- Albán, O. (2015). *Análisis de fragmentación de hábitats para la creación de corredores de conservación entre áreas protegidas utilizando herramientas SIG*. (Tesis de Pregrado). Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.
- Albuja, L. (2011). *Biodiversidad de los valles secos interandinos del Ecuador*. (Tesis de Pregrado). Escuela Politécnica Nacional, Ecuador.
- Alonso-F, A., Finegan, B. y Brenes, C. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia*, 39(1), 140-156.
- Altamirano, M. (2013). *Estudio hidroquímico y de calidad del agua superficial en la cuenca del río Mira*. (Tesis de Maestría). Universidad Central del Ecuador, Ecuador.
- Allan, J., Venter, O., Maxwell, S., Bertz, B., Kendall, J., Shi, Y. y Watson, J. (2017). Recent increases in human pressure and forest loss threaten many Natural World Heritage Sites. *Biological Conservation*, 206, 47–55.
- Armenteras, D., Gast, F. y Villareal, H. (2003) Andean Forest Fragmentation and the Representativeness of Protected Areas in the Eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates perspective. *International Journal of Primatology*, 30(3), 497–514.
- Beider, P. y Noss, R. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity?.

Conservation Biology, 12(6), 1241-1252.

- Bentrup, G. (2008). *Zonas de amortiguamiento para conservación: lineamientos para diseño de zonas de amortiguamiento, corredores y vías verdes*. Departamento de Agricultura, Servicio Forestal y Estación de Investigación Sur. 128 p.
- Bizama, G., Torrejón, F., Aguayo, M., Muñoz, M., Echeverría, C. y Urrutia, R. (2011). Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX. *Geografía Norte Grande*, (49), 125–138.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, 48(38), 52-55
- Calvo-Obando, A. y Ortiz-Malavassi, E. (2011). Fragmentación de la cobertura forestal en Costa Rica durante los períodos 1997–2000 y 2000-2005. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(22), 10-21.
- Canet, L. (2007). *Herramientas para el Diseño, Gestión y Monitoreo de Corredores Biológicos en Costa Rica*. (Tesis de Maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica.
- Cañadas, L. C. (1983). *El mapa bioclimático y ecológico del Ecuador*. Quito, Ecuador: Pronareg.
- Cardona, A. M., Valderrama, C. y Chacón de Ulloa, P. (2012). Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Design*, 10(1), 179–207.
- Cayuela, L., Benayas, J. y Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management*, 226(3), 208–218.
- Código Orgánico del Ambiente . (2017). *Registro Oficial Suplemento 983*. (12 de abril de 2017). Quito, Ecuador.
- Colorado, G. J., Vásquez, J. y Mazo, I. N. (2017). Modelo de conectividad

- ecológica de fragmentos de Bosque Andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 379–393.
- Constitución de la República del Ecuador, (2008). *Registro Oficial 449*. (20 de Octubre de 2008).
- Convenio Sobre La Diversidad Biológica. (2011). Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad. Programa de Naciones Unidas.
- Cuevas, M., Garrido, A., Pérez, J. y González, D. (2010). Procesos de Cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural. En H. Ávalos (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México diagnóstico y priorización* (pp. 96-103). San Francisco, México: Pluralia.
- Cui, N., Feng, C., Wang, D., Li, J. y Guo, L. (2018). The effects of rapid urbanization on forest lanscape connectivity in Zhuhai City, China. *Sustantibility*, 10(10), 3381.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130(4), 481–494.
- Echeverry, M. y Harper, G. (2009). Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el corredor de Conservación Chocó-Manabí (Colombia-Ecuador). *Recursos Naturales y Ambiente*, 58, 78-88.
- Echeverría, C., Rodriguez, J., Bolados, G., Aguayo, M. y Premoli, A. (2014). Ecología de paisajes forestales. En C. Donoso, M. Gonzales. y A. Lara (Eds.), *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile* (pp. 583-604). Valdivia, Chile: Universidad Austral de Chile.
- Etter, A. (1991). *Introducción a la ecología del paisaje: Un Marco de Interacción para los Levantamientos Ecológicos*. Bogota, Colombia: CIAF
- European Commission. (2010). Bienes y servicios ecosistémicos.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura).

- (2004). *Estudio de las causas de la deforestación y degradación forestal en Guinea Ecuatorial*. Roma, Italia: Autor.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). (2006). *Global Forest Resources Assessment 2005*. Roma, Italia: Autor.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). (2015). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015: ¿Cómo han cambiado los bosques del mundo?*. Roma, Italia: Autor.
- Ferrer-Paris, J., Zager, I., Keith, D., Oliveira-Miranda, M., Rodríguez, J., Josse, C., ... Barrow, E. (2018). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*. doi: 10.1111/conl.12623
- Figueroa, L., Castillo, L., Ramírez, R., Monterrosas, J. y Peña, M. (2011). Cambio de uso de suelo en la cuenca de San Cristobal de las Casas, México. *Agrociencia*, 45(5), 531-544.
- Galván, S., Ballut, G. y De La Ossa, J. (2015). Determinación de la fragmentación del bosque seco del arroyo Pechelín, Montes de María, Caribe, Colombia. *Biota Colombiana*, 16 (2).
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20(2), 1–10.
- Goldewijk, K. (2001). Estimating global land use change over the past 300 year. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(2), 417-432.
- Gurrutxaga, M. (2003). *Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vasco España: Ingurumena.
- Gurrutxaga, M., Vicente, S. y Valencia, J. L. (2008). Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. *Investigaciones Geográficas*, 44, 75–88.
- Hess, G. y Fischer, R. (2001). Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55, 195-208.

- Holdridge, L. (1979). *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica: Agroamerica.
- Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Tacuarembó. (2015). *El suelo: Semana de la Ciencia y Tecnología. Jornada de Puertas Abiertas*. Montevideo, Uruguay. TACUAREMBO.
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. (2005). *Estudio hidrológico del Mira*. Quito, Ecuador: INAMHI.
- Iverson, L., Echeverria, C., Nahuelhual, L., Luque, S., 2014. Ecosystem services in changing landscapes: An introduction. *Landscape Ecology*, 29, 181-186.
- Kim, G., Sexton, J. y Townshend, J. (2011). Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s *Geophysical Research Letters*. doi: 10.1002/2014GL062777
- Laita, A., Kotiaho, J. y Mönkkönen, M. (2011). Graph-theoretic connectivity measures: What do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology*, 26(7), 951–967.
- Lambin, E., Baulies, X., Bockstael, N., Fischer, G. y Krug, T. (1999). *Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy*. Stockholm, Boon: Globally.
- Lasso, G. (2010). *Elaboración del plan de manejo del bosque “ Huayrapungo ” Provincia del Carchi Gabriela Lasso 2010*. (Tesis de Pregrado) Universidad de las Américas, Quito, Ecuador.
- León, M., Pinedo, A. y Martínez G. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones geográficas*, (84), 42-53.
- Lindenmayer, D. y Fischer, J. (2006). *Habitat Fragmentation and Landscape Change. An Ecological and Conservation Synthesis*. Australia: Island Press.
- Lloré, I. y Rodríguez, S. (2005). *Evaluación de Impactos Ambientales y Propuesta del Plan de Manejo Ambiental del Proyecto de Riego Ambuqui*. (Tesis de Pregrado) Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador.

- Maginnis, S y Jackson, W. (2003). *The role of planted forests in forest landscape restoration*. Reunión de Expertos entre Períodos de Sesiones del FNUB sobre la función de los bosques plantados en la gestión forestal sostenible, 25-27 de marzo de 2003, Nueva Zelandia.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. y Ene, E. (2002). Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. Recuperado de www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- McGarigal, K. y Marks, B. J. (1995). *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- McGarigal, K. y Marks, B. J. (1996). *Nomenclatura, formulación y descripción de los índices espaciales del paisaje utilizados*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- Millennium Ecosystem Assessment., 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE). (2010). *Cuarto Informe Nacional para el Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Quito, Ecuador.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2013). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Subs-Ecretaria de Patrimonio Natural. Quito.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). *Estadísticas de Patrimonio Natural*. Quito, Ecuador.
- Morlans, M. C. (2000). *Estructura del paisaje (Matriz, parches, bordes, corredores) sus funciones fragmentacion del habitat y su efecto borde*. Argentina: Universidad Nacional de Catamarca.
- Muñoz-Pedrerros, A. (2004). La evaluación del paisaje: Una herramienta de gestión ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1), 139–156.

- Newton, A.C. (2007). *Forest Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. United Kingdom: Oxford University Press.
- Pascual-Hortal, L. y Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21(7), 959-967.
- Pla, L. y Matteucci, S. (2001). Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Luz*. 18(3), 222-234
- Ponce, E. (2008). *Análisis De Cambio De Cobertura Vegetal Y Fragmentación En El Corredor De Conservación Comunitaria El Ángel - Bosque Golondrinas, Provincia del Carchi (1996 - 2005)*. (Tesis de Pregrado) Escuela Politécnica Del Ejército, Ecuador.
- Ramankutty, N. y Foley, J. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*. doi: 10.1029/1999GB900046
- Ramos, Z. (2004). *Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad*. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza. Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Remolina, F. (2006). Propuesta de tipología de corredores para la Estructura Ecológica Principal de Bogotá. *Nodo*, 1(1) 13–20.
- Ríos, V. (2011). Restauración Ecológica : Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2) 221–246.
- 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(3), 447–452.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C. y Morales, L. (2017). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in a forest landscape in southern Chile : basis for conservation planning, *Bosque*, 38(3), 495–506.

- Rodríguez-Echeverry, J., Fuentes, R., Leiton, M. y Jaque, E. (2018). Changing Landscapes Forest: Implications for its Conservation. *Environment and Natural Resources Research*, 8(3), 44.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C. y Oyarzún, C. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem service in the Chilean Temperate forest. *Landscape Ecology*, 28(7), 439-453.
- Sala, E., Chapin, F., Armesto, J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., ...Huenneke, L. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- Salazar, E., Mendoza, J., Ochoa-Gaona, S., Ku-Quej, V. y Hidalgo-Mihart, M. (2017). Evaluación de la conectividad del paisaje en la región Puuc-Chenes, México, con base en los requerimientos de hábitat del jaguar (*Panthera onca*). *Investigaciones Geográficas*, 92, 1–15.
- Santos, T. y Tellería J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15, 3-12.
- Sarkar, S., Sanchez-Cordero, V., Londoño, M. y Fuller, T. (2009). Systematic conservation assessment for the Mesoamerica, Choco, and Tropical Andes biodiversity hotspots: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation*, 18(7), 1793–1828.
- Saura, S y Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling y Software*, 24, 135-139. doi: 10.1016/j.envsoft.2008.05.005
- Schneiders, A., Daele, T. Van, Landuyt, V. y Reeth, V. (2012). Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management. *Ecological Indicators*, 21, 123–133.
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES). (2013). *Sistema Nacional de Información*. Quito, Ecuador.
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES). (2015). Agenda Zonal Zona 1-Norte Provincias de Esmeraldas Imbabura Carchí y Sucumbios

2013-2017. Ecuador.

Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES). (2017). Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021 Toda una Vida, Quito, Ecuador.

SIGTIERRAS, Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (2017). Mapa Digital, Órdenes de Suelos del Ecuador. Escala 1: 50 000. Quito, Ecuador.

SIGTIERRAS, Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica (2017). Memoria explicativa del Mapa de Órdenes de Suelos del Ecuador. Quito, Ecuador.

Sistema Nacional de Información (SNI). (2014). *Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo*. Quito, Ecuador.

Squeo, A., Arancio, G. y Gutierrez, R. (2000). *Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Coquimbo, Chile*: Universidad de La Serena.

Szacki, J. (1987). Ecological Corridor as a Factor Determining the Structure and Organization of a Bank Vole Population. *Acta Theriológica*, 32(3), 31–44.

Tellería, J.L., Díaz, J.A., Pérez-Tris, J. y Santos, T. (2011). Fragmentación de hábitat y biodiversidad en las mesetas ibéricas: una perspectiva a largo plazo. *Ecosistemas*, 20(2-3), 79-91.

Troll, K. (1962). *Landschaftsökologie: Ökosystem forschung in einem multidimensionalen geographischen Gefüge*. Alemania: Eugen Ulmer KG.

Turner, M. (1989). Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171–197.

Turner, M., Gardner, R. y Neill, O. (2001). *Landscape ecology in theory and practice. Patterns and process*. New York: Springer.

UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). (2011). *Presentación a la 10^{ma} Sesión del Foro Permanente de las Naciones Unidas para las Cuestiones Indígenas*. Nueva York: Autor.

Ulrich, W., Almeida-Neto, M. y Gotelli, N. J. 2009. A consumer's guide to

nestedness analysis. *Oikos* 118, 3-17.

Vegas, O., Martínez, F. y Tzatchkov, V. (2016). Aplicación de la teoría de grafos a la identificación de subsistemas hidráulicos en redes de distribución de agua. En L. Castillo, J. Cabrera. y S. Squisca (Eds.), *XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica Perú 2016* (pp. 963-966). Lima, Perú: APIHA.

Velázquez, A., Siebe, C. y Bocco, G. (2014). Cambio de uso de suelo. *Red Temática de CONACYT sobre Medio Ambiente y Sustentabilidad*, 1(1), 1-4.

Wan, L., Zhang, Y., Zhang, X., Qi, S. y Na, X. (2015). Comparison of land use/land cover change and landscape patterns in Honghe National Nature Reserve and the surrounding Jiansanjing Region, China. *Ecol Indic*, 51, 205–214

Wiens, J. (2002). *Central concepts and issues of landscape ecology*. In Gutzwiller K ed. *Applying landscape ecology in biological conservation*. London, England: Springer.

Wilcox , C. y Elderd, B. (2003) The effect of density- dependent catastrophes on population persistence time. *Journal of Applied Ecology* 40, 859-871

Zuñiga, H. (2010). *La Pendiente Compleja atributo del Territorio, útil en el Ordenamiento Espacial Del Municipio*. (Tesis de Pregrado) Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas. Bogotá, Colombia.

ANEXOS

Anexo 1. Tablas de los diferentes tipos de hábitats, para cada uno de los ecosistemas identificados, en la cuenca del río Mira, Ecuador

Tabla 1. Tipos de hábitat para el ecosistema, arbustal siempreverde montano del norte de los Andes (asm-NA)

Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes (asm-NA)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
V	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
IX	Mesotermico templado frío	> 20	Andisol
X	Mesotermico templado frío	> 20	Entisol
XI	Mesotermico templado frío	> 20	Inceptisol
XII	Mesotermico templado frío	> 20	Mollisol
XIII	Mesotermico templado frío	0-20	Andisol
XIV	Mesotermico templado frío	0-20	Entisol
XV	Mesotermico templado frío	0-20	Inceptisol
XVI	Mesotermico templado frío	0-20	Mollisol

Tabla 2. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque húmedo pre-montano (bh-P)

Bosque húmedo pre-montano (bh-P)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Alfisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
V	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Alfisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
IX	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol

X	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
XI	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
XII	Mesotérmico templado frío	> 20	Entisol
XIII	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
XIV	Mesotérmico templado frío	> 20	Mollisol
XV	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
XVI	Mesotérmico templado frío	0-20	Entisol
XVII	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
XVIII	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol

Tabla 3. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque muy húmedo montano (bmh-M)

Bosque muy húmedo montano (bmh-M)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
V	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
IX	Mesotérmico templado cálido	0-20	Entisol
X	Mesotérmico templado cálido	0-20	Mollisol
XI	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
XII	Mesotérmico templado frío	> 20	Entisol
XIII	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
XIV	Mesotérmico templado frío	> 20	Mollisol
XV	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
XVI	Mesotérmico templado frío	0-20	Entisol
XVII	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
XVIII	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol

Tabla 4. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes (bsmb-CO)

Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes (bsmb-CO)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Alfisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
V	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol

VI	Megatérmico o cálido	0-20	Alfisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
IX	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
X	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
XI	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
XII	Mesotérmico templado frío	> 20	Entisol
XIII	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
XIV	Mesotérmico templado frío	> 20	Mollisol
XV	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
XVI	Mesotérmico templado frío	0-20	Entisol
XVII	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
XVIII	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol

Tabla 5. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P)

Bosque muy húmedo pre-montano (bmh-P)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de Suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Alfisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
V	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Alfisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
IX	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
X	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
XI	Mesotérmico semicálido	> 20	Alfisol
XII	Mesotérmico semicálido	> 20	Andisol
XIII	Mesotérmico semicálido	> 20	Inceptisol
XIV	Mesotérmico semicálido	0-20	Alfisol
XV	Mesotérmico semicálido	0-20	Andisol
XVI	Mesotérmico semicálido	0-20	Entisol
XVII	Mesotérmico semicálido	0-20	Inceptisol

Tabla 6. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque pluvial montano (bp-M)

Bosque pluvial montano (bp-M)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de Suelo
I	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
II	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
III	Mesotérmico templado frío	> 20	Mollisol

IV	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
V	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
VI	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol

Tabla 7. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque pluvial pre-montano (bp-P)

Bosque pluvial pre-montano (bp-P)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de Suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Alfisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
IV	Megatérmico o cálido	0-20	Alfisol
V	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
VIII	Mesotérmico semicálido	> 20	Andisol
IX	Mesotérmico semicálido	> 20	Entisol
X	Mesotérmico semicálido	0-20	Andisol
XI	Mesotérmico semicálido	0-20	Entisol
XII	Mesotérmico semicálido	0-20	Inceptisol

Tabla 8. Tipos de hábitat para el ecosistema, matorral seco interandino (ms-I)

Matorral seco interandino (ms-I)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de Suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Alfisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
V	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Alfisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
IX	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
X	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
XI	Mesotérmico templado cálido	> 20	Andisol
XII	Mesotérmico templado cálido	> 20	Aridisol
XIII	Mesotérmico templado cálido	> 20	Entisol
XIV	Mesotérmico templado cálido	> 20	Inceptisol
XV	Mesotérmico templado cálido	> 20	Mollisol
XVI	Mesotérmico templado cálido	0-20	Andisol
XVII	Mesotérmico templado cálido	0-20	Aridisol
XVIII	Mesotérmico templado cálido	0-20	Entisol

XIX	Mesotérmico templado cálido	0-20	Inceptisol
XX	Mesotérmico templado cálido	0-20	Mollisol
XXI	Mesotérmico templado frío	> 20	Alfisol
XXII	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
XXIII	Mesotérmico templado frío	> 20	Entisol
XXIV	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
XXV	Mesotérmico templado frío	> 20	Mollisol
XXVI	Mesotérmico templado frío	0-20	Alfisol
XXVII	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
XXVIII	Mesotérmico templado frío	0-20	Entisol
XXIX	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
XXX	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol

Tabla 9. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque seco montano bajo (bsm-B)

Bosque seco montano bajo (bsm-B)			
Tipo de hábitat	Clima	Pendiente	Orden de Suelo
I	Megatérmico o cálido	> 20	Alfisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Andisol
III	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol
IV	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
V	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
VI	Megatérmico o cálido	0-20	Alfisol
VII	Megatérmico o cálido	0-20	Andisol
VIII	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
IX	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
X	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
XI	Mesotérmico templado cálido	> 20	Mollisol
XII	Mesotérmico templado cálido	0-20	Entisol
XIII	Mesotérmico templado cálido	0-20	Mollisol
XIV	Mesotérmico templado frío	> 20	Alfisol
XV	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
XVI	Mesotérmico templado frío	> 20	Entisol
XVII	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
XVIII	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
XIX	Mesotérmico templado frío	0-20	Entisol
XX	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
XXI	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol
XXII	Megatérmico o cálido	> 20	Entisol

Tabla 10. Tipos de hábitat para el ecosistema, bosque seco espinoso (bs-E)

Bosque seco espinoso (bs-E)		
Clima	Pendiente	Orden de Suelo

Tipo de hábitat			
I	Megatérmico o cálido	> 20	Inceptisol
II	Megatérmico o cálido	> 20	Mollisol
III	Megatérmico o cálido	0-20	Entisol
IV	Megatérmico o cálido	0-20	Inceptisol
V	Megatérmico o cálido	0-20	Mollisol
VI	Mesotérmico templado cálido	> 20	Entisol
VII	Mesotérmico templado cálido	> 20	Inceptisol
VIII	Mesotérmico templado cálido	> 20	Mollisol
IX	Mesotérmico templado cálido	0-20	Andisol
X	Mesotérmico templado cálido	0-20	Entisol
XI	Mesotérmico templado cálido	0-20	Inceptisol
XII	Mesotérmico templado cálido	0-20	Mollisol
XIII	Mesotérmico templado frío	> 20	Andisol
XIV	Mesotérmico templado frío	> 20	Entisol
XV	Mesotérmico templado frío	> 20	Inceptisol
XVI	Mesotérmico templado frío	> 20	Mollisol
XVII	Mesotérmico templado frío	0-20	Andisol
XVIII	Mesotérmico templado frío	0-20	Entisol
XIX	Mesotérmico templado frío	0-20	Inceptisol
XX	Mesotérmico templado frío	0-20	Mollisol

Anexo 2. Registro Fotográfico

Ilustración 1. Verificación en campo de las coberturas boscosas en la cuenca el río Mira



Ilustración 2. Matorral seco interandino, sector valle el Chota



Ilustración 3. Paisaje del ecosistema, bosque pluvial montano, vía a Lita



Ilustración 4. Paisaje del ecosistema, bosque muy húmedo pre-montano, vía a Lita



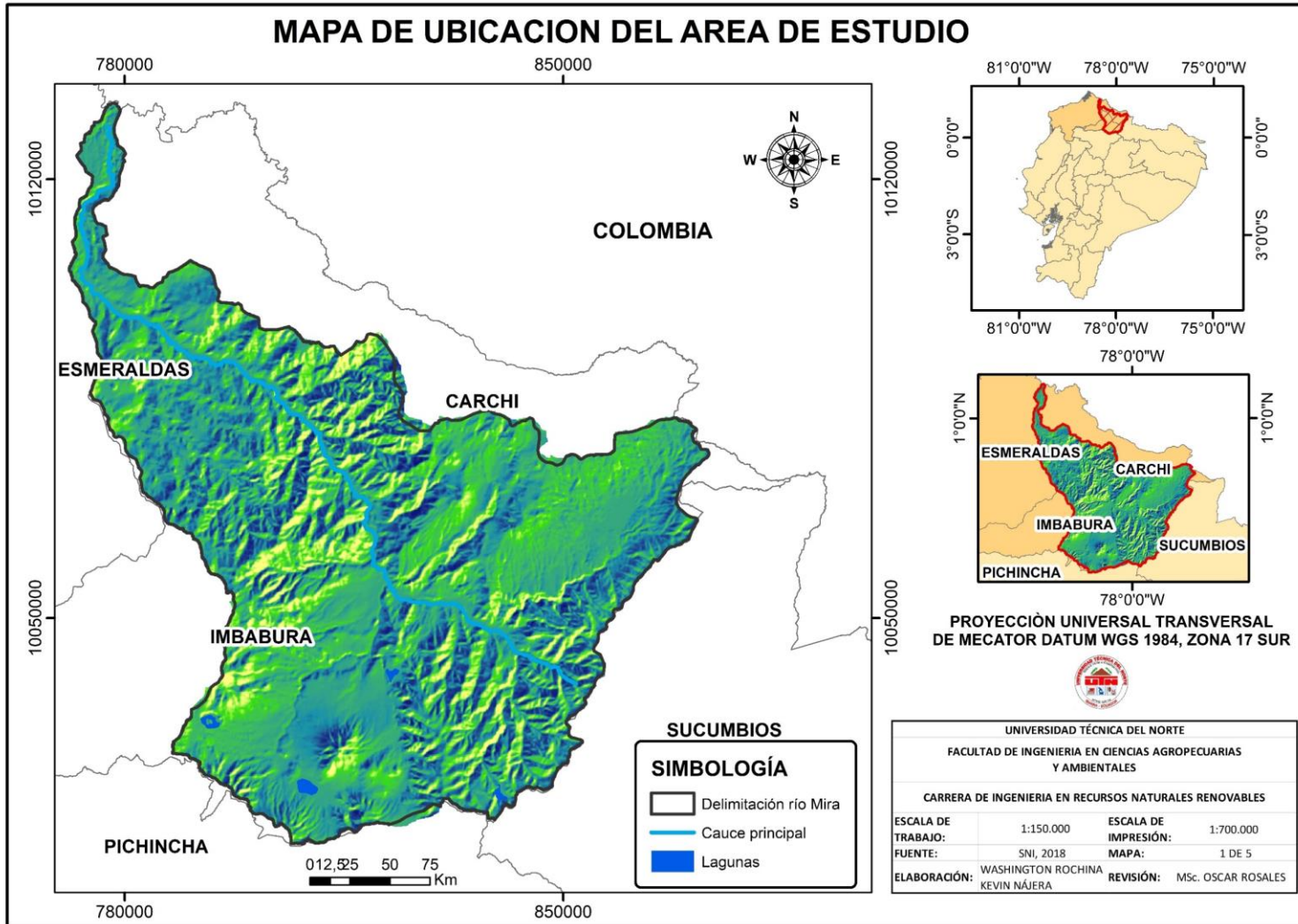
Ilustración 5. Paisaje del ecosistema, bosque seco montano bajo, vía a Lita

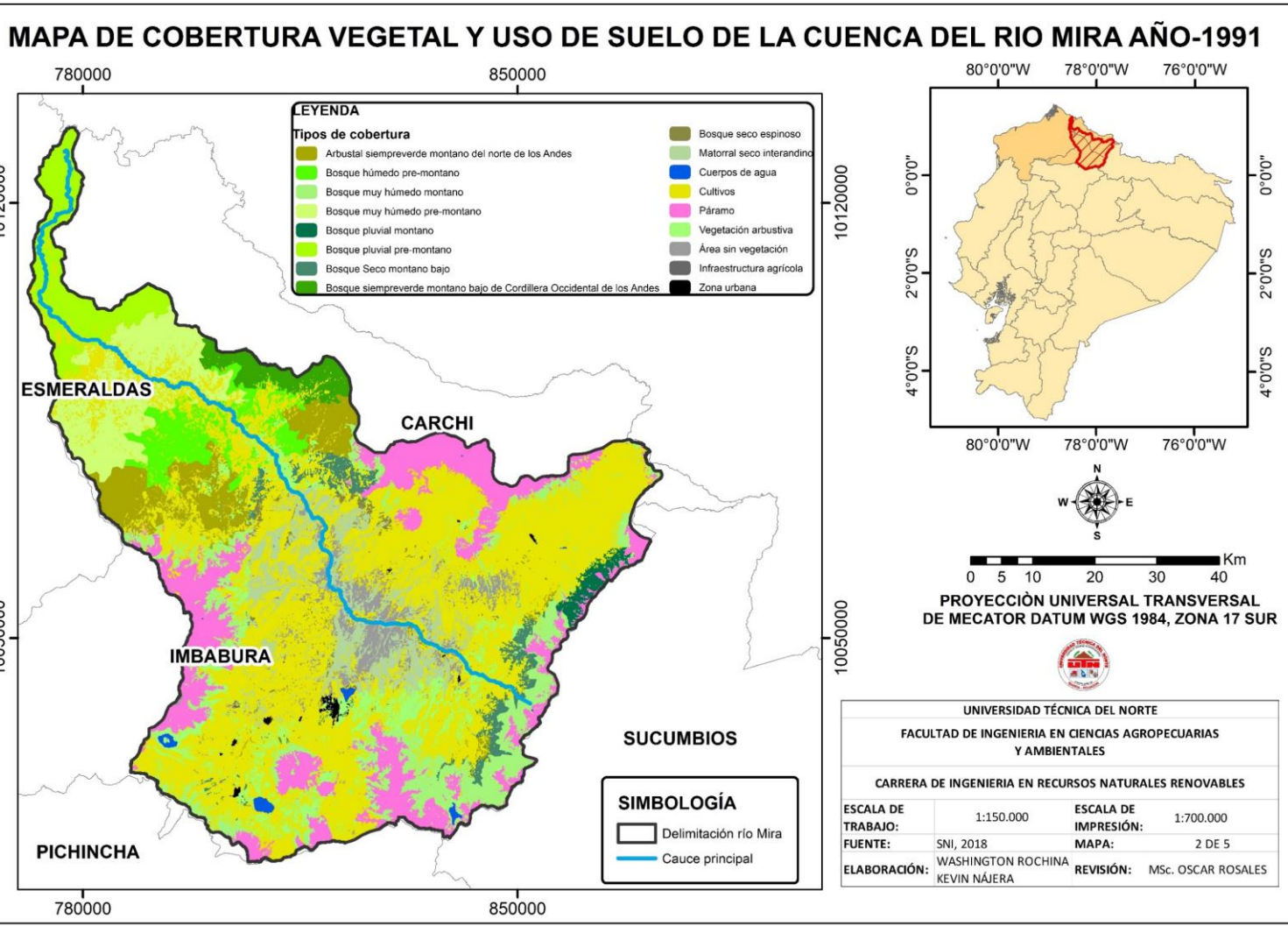


Ilustración 6. Paisaje del ecosistema, bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes, vía a Lita

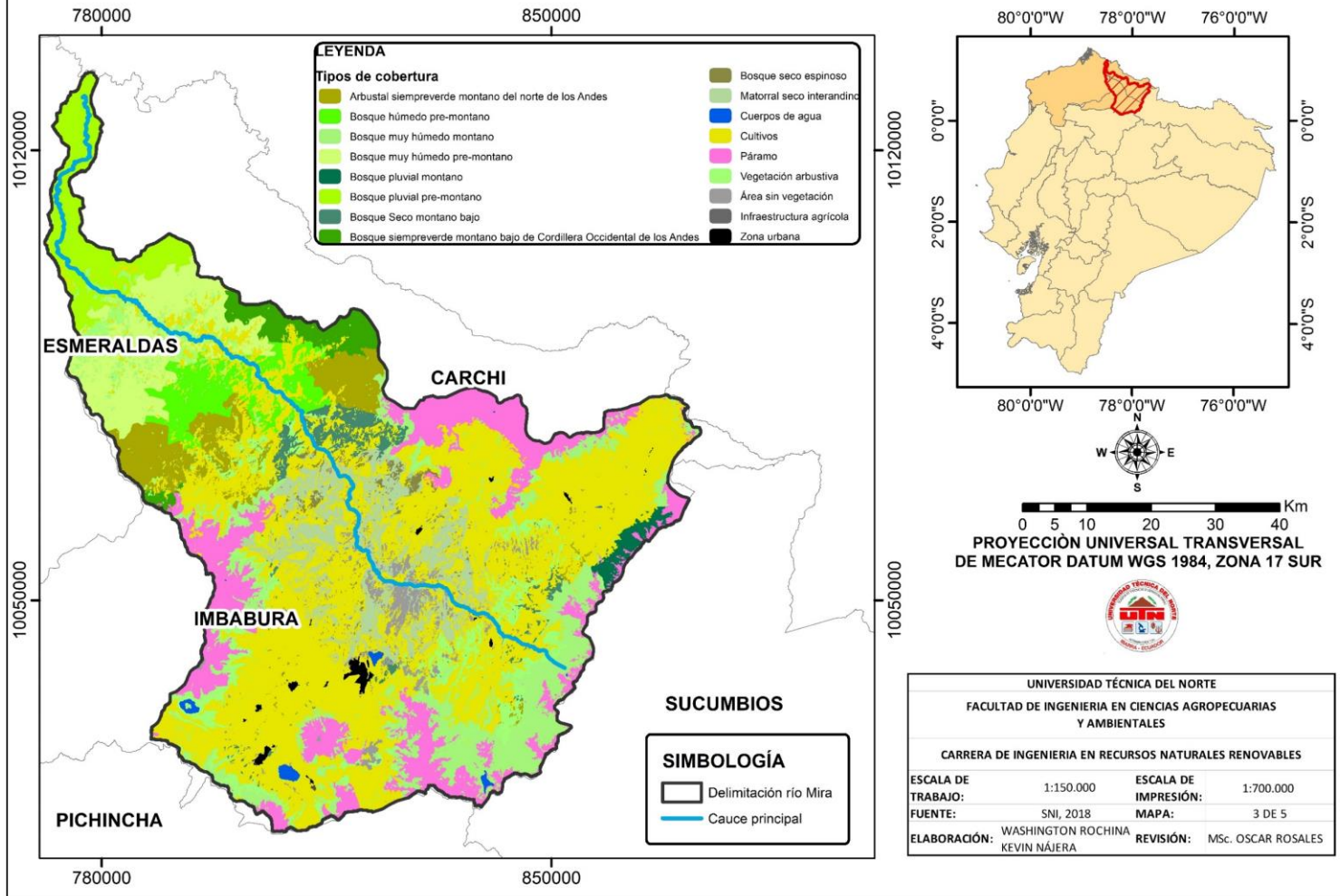


ANEXO 3. MAPAS

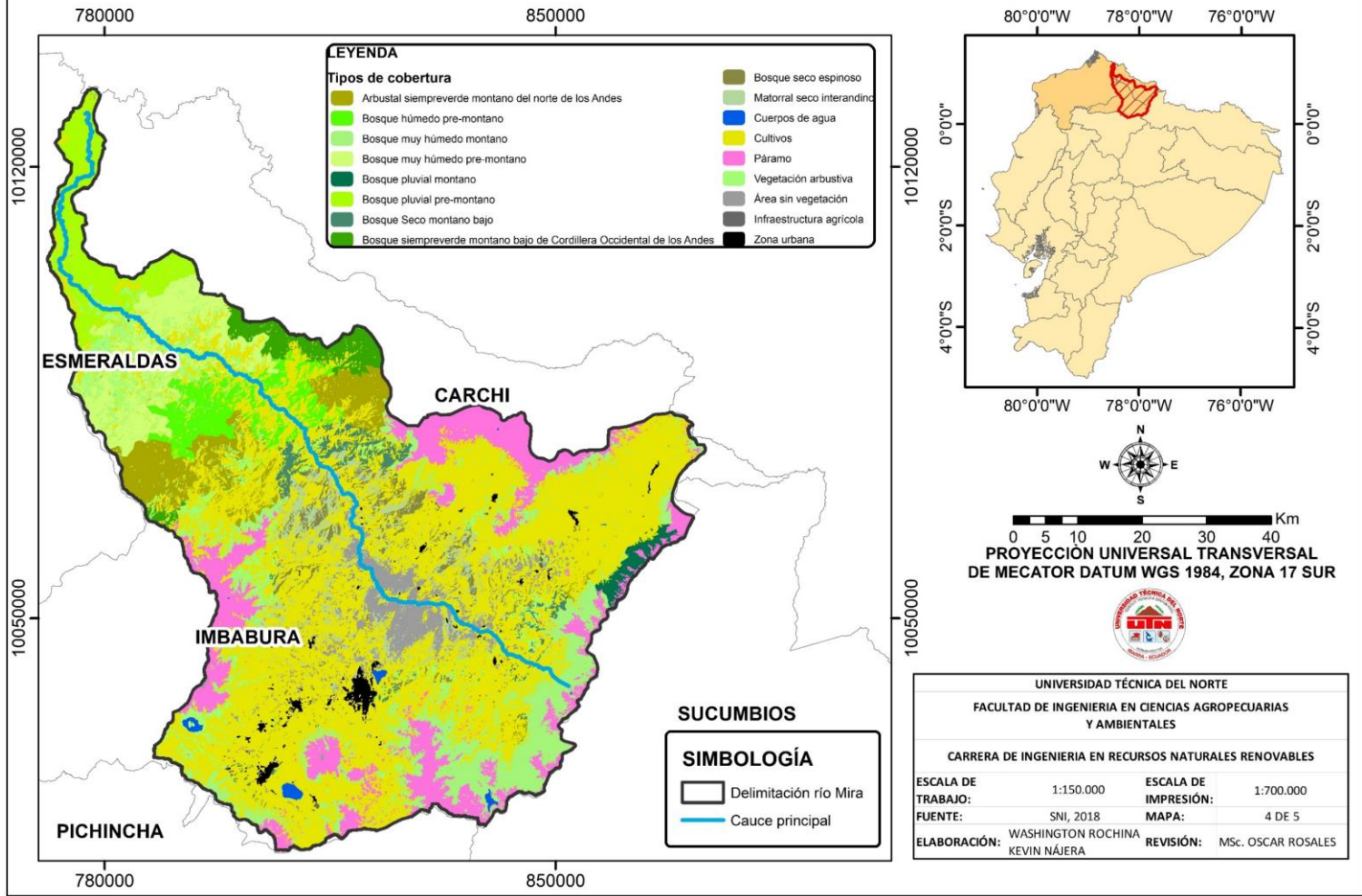




MAPA DE COBERTURA VEGETAL Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RIO MIRA AÑO-2000



MAPA DE COBERTURA VEGETAL Y USO DE SUEL DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA AÑO-2017



DIVERSIDAD DE HABITATS DE LOS ECOSISTEMAS EN LA CUENCA DEL RIO MIRA PARA EL AÑO-2017

