

**INFLUENCIA DEL FACTOR ANTRÓPICO EN LA DEFORESTACIÓN Y
FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE HUMEDO TROPICAL DE LA REGIÓN
CARARE-OPÓN.**

**ELKIN FABIAN BOHORQUEZ CASTELLANOS
JHON JAIRO ORTIZ ORTIZ**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
INSTITUTO DE PROYECCIÓN REGIONAL Y EDUCACIÓN A DISTANCIA
PROGRAMA DE INGENIERÍA FORESTAL
MÁLAGA
2017**

**INFLUENCIA DEL FACTOR ANTRÓPICO EN LA DEFORESTACIÓN Y
FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE HUMEDO TROPICAL DE LA REGIÓN
CARARE-OPÓN.**

**ELKIN FABIAN BOHORQUEZ CASTELLANOS
JHON JAIRO ORTIZ ORTIZ**

**Trabajo de grado para optar al título de
INGENIERO FORESTAL**

**Director
JOSÉ MANUEL MARIÑO GUECHA
Ingeniero Forestal**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
INSTITUTO DE PROYECCIÓN REGIONAL Y EDUCACIÓN A DISTANCIA
PROGRAMA DE INGENIERÍA FORESTAL
MÁLAGA
2017**

DEDICATORIA

A nuestras familias, de quienes recibimos todo el apoyo necesario para culminar con éxito este capítulo de la vida.

A aquellas personas que gracias a la universidad tuvimos la fortuna de conocer, pero hoy no nos acompañan. Al ingeniero *Luis Bernardo*, admirable persona, nuestro primer contacto con esta profesión y quien sembró en nosotros el amor y respeto por la Ingeniería Forestal, a *Javier Moyano*, un docente excelente quien, hasta el final, dio lo mejor de sí para procurar nuestro aprendizaje. A *Nancy*, compañera y amiga, siempre agradeceremos a Dios, el haber conocido a una persona tan maravillosa y el haber compartido buenos momentos. Han dejado una huella imborrable en nuestros corazones.

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestra gratitud con la Universidad Industrial de Santander Sede Málaga, por recibirnos y brindarnos la oportunidad de crecer académicamente a través del programa de Ingeniería Forestal. A su personal directivo y administrativo, quienes acompañaron nuestra formación.

A cada docente por cuyas clases pasamos, por compartir sus conocimientos y experiencias e infundir en nosotros el aprecio y respeto hacia esta profesión.

Especialmente al profesor José Manuel Mariño Guecha, ingeniero forestal por su dirección y apoyo en el desarrollo de este trabajo, al Ingeniero Victoriano Vargas por su disposición y amabilidad para dar respuesta a nuestras inquietudes y al Doctor Andrés Rodríguez por las correcciones y sugerencias sobre versiones anteriores del documento.

A nuestras familias y amigos, quienes estuvieron atentos a otorgarnos su apoyo, el cual fue tantas veces necesario.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	26
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	28
1.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA	28
1.2 JUSTIFICACIÓN	28
1.3 ANTECEDENTES	29
2. OBJETIVOS	31
2.1 OBJETIVO GENERAL	31
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
3. HIPÓTESIS	32
4. MARCO REFERENCIAL	33
4.1 MARCO TEÓRICO	33
4.1.1 Percepción remota.	33
4.1.2 El paisaje y sus componentes.	35
4.1.3 Ecología: el estudio de los ecosistemas.	36
4.1.4 La ecología del paisaje.	36
4.1.5 La sucesión vegetal, el rol de relevo de la vegetación secundaria.	37
4.1.6 La deforestación y fragmentación de los ecosistemas boscosos.	39
4.1.7 Causas y agentes de la deforestación en Colombia.	42
4.1.8 Consecuencias de la deforestación y fragmentación.	44
4.1.9 Teorías que soportan la pérdida de biodiversidad.	44
4.1.9.1 Hipótesis del muestreo.	45

4.1.9.2	Teoría insular.	46
4.1.9.3	Efectos del borde.	46
4.1.10	El concepto de degradación y la necesidad de restauración ecológica.	47
4.1.11	Los corredores biológicos en restauración ecológica.	49
4.2	MARCO JURIDICO	50
4.2.1	Instrumentos políticos relacionados con la biodiversidad y sus servicios ecológicos.	50
4.2.2	Elementos normativos referentes a la región Carare–Opón y otras políticas relacionados con este trabajo.	51
5.	DISEÑO METODOLÓGICO	52
5.1	FASE 1. DELIMITACIÓN DEL PROYECTO Y REVISIÓN DE INFORMACIÓN SECUNDARIA.	52
5.1.1	Área de estudio.	52
5.1.1.1	Límites.	54
5.1.1.2	Características generales.	54
5.1.2	Revisión de información secundaria.	56
5.1.3	Biodiversidad del área de estudio.	56
5.2	FASE 2 – GESTIÓN Y PREPARACIÓN DE INFORMACIÓN PRIMARIA.	60
5.2.1	Adquisición y pre-procesamiento de fotografías aéreas.	60
5.2.1.1	Selección de las aerofotografías.	60
5.2.1.2	Corrección geométrica (Ortorrectificación) de aerofotografías.	62
5.2.2	Adquisición y pre-procesamiento de imágenes satelitales.	64
5.2.2.1	Pre-procesamiento Imágenes landsat TM y ETM+.	65
5.2.2.2	Pre-procesamiento imágenes landsat OLI/TIRS.	67
5.2.3	Cobertura de nubes.	68
5.3	FASE 3 – INTERPRETACIÓN Y MAPIFICACIÓN DE LAS UNIDADES DE COBERTURA.	70
5.3.1	Interpretación de fotografías aéreas e imágenes satelitales.	70
5.3.2	Nivel de detalle de la información y escala de trabajo.	71

5.3.3	Proyecciones cartográficas y sistemas de referencia coordinados.	72
5.3.4	Codificación de coberturas.	73
5.4	FASE 4 –ANÁLISIS DE CAMBIO Y DEFORESTACIÓN.	75
5.4.1	Tasas de cambio y deforestación.	75
5.4.2	Análisis multitemporal de cambio de coberturas.	77
5.5	FASE 5 - ANALISIS DE FRAGMENTACIÓN.	79
5.5.1	Análisis fractal.	79
5.5.1.1	Métricas de parche.	79
5.5.1.2	Métricas de clase.	80
5.5.1.3	Métricas de paisaje.	83
5.5.2	Análisis espacial de la fragmentación.	85
5.6	FASE 6. DESCRIPCIÓN DE LAS ACCIONES ANTRÓPICAS QUE PARTICIPARON EN LOS PROCESOS DE CAMBIO.	86
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	88
6.1	UNIDADES DE COBERTURA DE LA TIERRA	88
6.1.1	Territorios artificializados.	88
6.1.1.1	Tejido urbano discontinuo.	88
6.1.1.2	Red vial, ferroviaria y terrenos asociados.	88
6.1.1.3	Aeropuerto sin infraestructura asociada.	88
6.1.2	Territorios agrícolas.	89
6.1.2.1	Otros cultivos permanentes arbóreos.	89
6.1.2.2	Palma de aceite.	90
6.1.2.3	Pastos limpios.	90
6.1.2.4	Pastos arbolados.	90
6.1.2.5	Pastos enmalezados.	90
6.1.2.6	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales.	90
6.1.2.7	Mosaico de pastos con áreas naturales.	90
6.1.3	Bosques y áreas seminaturales.	91

6.1.3.1	Bosque denso alto de tierra firme.	92
6.1.3.2	Bosque denso bajo de tierra firme.	92
6.1.3.3	Bosque de galería y ripario.	93
6.1.3.4	Herbazal denso inundable no arbolado.	93
6.1.3.5	Herbazal denso inundable arbolado.	93
6.1.3.6	Vegetación secundaria alta.	93
6.1.3.7	Vegetación secundaria baja.	93
6.1.3.8	Arenales.	93
6.1.4	Superficies de agua.	94
6.1.4.1	Ríos.	94
6.1.4.2	Lagunas, lagos y ciénagas naturales.	94
6.2	MAPAS DE COBERTURA DE LA TIERRA.	94
6.3	ANÁLISIS DE CAMBIO Y DEFORESTACIÓN.	103
6.3.1	Tasas de deforestación.	103
6.3.1.1	Análisis de la cobertura bosque.	103
6.3.1.2	Análisis de la cobertura vegetación secundaria alta.	104
6.3.1.3	Análisis de la cobertura bosque y vegetación secundaria alta	105
6.3.2	Análisis multitemporal de cambio de coberturas	106
6.3.2.1	Análisis de cambio de cobertura para la temporalidad 1971-1986.	106
6.3.2.2	Análisis de cambio de cobertura para la temporalidad 1986-2002.	111
6.3.2.3	Análisis de cambio de cobertura para la temporalidad 2002-2015.	116
6.3.2.4	Análisis de cambio de cobertura para el período total 1971-2015.	121
6.4	ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN.	127
6.4.1	Análisis fractal.	127
6.4.1.1	Área de parches.	127
6.4.1.2	Distancia euclidiana al vecino más cercano.	130
6.4.1.3	Área total.	131

6.4.1.4	Numero de fragmentos.	131
6.4.1.5	Densidad de fragmentos.	133
6.4.1.6	Densidad de borde.	133
6.4.1.7	Radio de giro.	133
6.4.1.8	Índice de forma.	134
6.4.1.9	Índice de dimensión fractal.	135
6.4.1.10	Índice de diversidad de Shannon.	135
6.4.1.11	Índice de diversidad uniforme de Shannon.	136
6.4.2	Análisis espacial de la fragmentación.	137
6.5	ACCIONES ANTRÓPICAS QUE PARTICIPARON EN LOS PROCESOS DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS NATURALES.	149
7.	CONCLUSIONES	154
8.	RECOMENDACIONES	157
	BIBLIOGRAFÍA	158
	ANEXOS	168

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Distribución del área de estudio por municipio.	54
Tabla 2. Especies objeto de conservación (OdC) seleccionadas para el Magdalena Medio	58
Tabla 3. Algunas especies forestales de la región Carare-Opón.	59
Tabla 4. Listado de aerofotografías de 1971 adquiridas para el presente trabajo.	62
Tabla 5. Principales características de los insumos utilizados en la elaboración del primer mapa de coberturas de la tierra.	64
Tabla 6. Especificaciones generales de las imágenes satelitales utilizadas	64
Tabla 7. Coordenadas frontera para las áreas de interés.	65
Tabla 8. Parámetros necesarios para realizar la corrección atmosférica de imágenes satelitales.	66
Tabla 9. Área y proporción de nubes para cada una de las fechas cartografiadas.	70
Tabla 10. Niveles y escala de levantamientos para mapas de cobertura de la tierra.	72
Tabla 11. Codificación de las unidades de cobertura de la tierra de acuerdo con la metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. escala 1:100.000.	73
Tabla 12. Restitución coloreada para la nomenclatura CORINE Land Cover, usada en la leyenda de los mapas de cobertura de la tierra (composición rojo, verde y azul en 255 niveles)	96
Tabla 13. Área y proporción de terreno ocupada por las unidades de cobertura de la tierra en los diferentes momentos del tiempo.	101
Tabla 14. Cambio neto (área y proporción de la superficie inicial) para las unidades de cobertura en los tres periodos parciales y el período total 1971–2015.	102

Tabla 15. Deforestación total, anual y anual relativa de los bosques, en cada temporalidad.	104
Tabla 16. Valores parciales de deforestación TD_F y TD_P de los bosques	104
Tabla 17. Cambio en la superficie ocupada por vegetación secundaria alta, en la región.	105
Tabla 18. Deforestación total, anual y anual relativa porcentual entre fechas analizadas, para el conjunto bosque-vegetación secundaria	106
Tabla 19. Valores parciales de deforestación (FAO y TD) de bosque con vegetación secundaria alta	106
Tabla 20. Métricas de fragmentación para los parches, la clase bosque y el paisaje de la región Carare-Opón entre 1971 y 2015.	128
Tabla 21. Proporción de cambios en las respuestas de las métricas en relación al valor registrado al inicio de la temporalidad.	135
Tabla 22. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 1971.	139
Tabla 23. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 1986.	142
Tabla 24. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 2002.	144
Tabla 25. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 2015.	145
Tabla 26. Valores en las categorías de fragmentación para cada año en el sector norte del área de estudio.	153
Tabla 27. Aplicación de las tasas de deforestación para el territorio Nacional en el período 2000-2014.	193

LISTA DE CUADROS

	pág.
Cuadro 1. Aplicación de la metodología del Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos Ilícitos, para el análisis multitemporal de cambios de cobertura de la tierra.	78
Cuadro 2. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 1971-1986 (valores en hectáreas)	107
Cuadro 3. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 1986-2002 (valores en hectáreas)	112
Cuadro 4. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 2002-2015 (valores en hectáreas)	117
Cuadro 5. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 1971-2015 (valores en hectáreas)	123
Cuadro 6. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 1971 y 1986	141
Cuadro 7. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 1986 y 2002.	142
Cuadro 8. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 2002 y 2015.	145
Cuadro 9. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 2002 y 2015.	149

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Datos históricos para la región Carare-Opón entre 1961 y 1994.	30
Figura 2. Elementos de un proceso de teledetección.	34
Figura 3. Elementos del paisaje (matriz, corredor, bordes y parches)	35
Figura 4. Imagen ilustrando el concepto de sucesión vegetal para un sitio, a lo largo del tiempo.	39
Figura 5. Principales causas de deforestación, (A) extracción de madera, (B) vías de comunicación que dividen hábitats, (C) clareo para pastizales, (D) para subsistencia y (E) agricultura a gran escala, además de algunas consecuencias, (F) Incremento de enfermedades y plagas en los bordes del bosque expuestos y (G) Incendios más intensos y amplios originados por supresión del fuego.	41
Figura 6. Línea de tiempo principales causas de deforestación en Colombia 1990 – 2015.	43
Figura 7. Efecto de la densidad ecológica sobre la retención de especies luego de un evento de fragmentación. Inicialmente la comunidad se conformaba por 18 individuos de la especie “a”, 6 de la especie “b” y 3 de la especie “c”. Únicamente la especie más numerosa, ha sido retenida en los dos fragmentos del hábitat original, mientras que la especie menos densa ha desaparecido en el nuevo paisaje.	45
Figura 8. Pasos para la restauración ecológica de un ecosistema.	48
Figura 9. Corredor biológico que conecta parches separados por infraestructura vial.	49
Figura 10. Metodología general para el desarrollo del proyecto	52
Figura 11. Localización geográfica de la región Carare-Opón en Santander y Colombia.	53
Figura 12. Geoformas de la región Carare-Opón.	55

Figura 13. Visor de patrones Corine Land Cover- IGAC, para el área de estudio, donde pueden apreciarse los límites de las unidades de cobertura y la codificación de acuerdo a la leyenda Nacional.	57
Figura 14. Índices de líneas de vuelo para el Magdalena Medio Santandereano década 1970-1980	61
Figura 15. Ejemplo toma de puntos de apoyo sobre la vía férrea, sector norte de la región Carare-Opón, para (A) imagen satelital del 2002 y (B) fotografía aérea de 1971.	62
Figura 16. Puntos de control, área libre de nubes y traslape de las ortofotografías.	63
Figura 17. Transformación IHS; (A) imagen multiespectral ETM+ en composición RGB 453 (IRC, SWIR, R) con resolución espacial 30 metros, (B) Banda pancromática con resolución de 15 m y (C) imagen resultado, multiespectral con resolución espacial de 15 m.	67
Figura 18. Interfaz de herramientas (A) Pan-Sharpning composit y (B) Reflectance with atmospheric corrected de GEOBIA para ArcGIS.	68
Figura 19. Mosaico de ortofotografías e imágenes satelitales Landsat para (A) 1971 y Mosaico de imágenes Landsat RGB 453 para (B) 1986, (C) 2002 y RGB 564 para (D) 2015.	69
Figura 20. Delimitación de unidades de coberturas para 1971 y detalle del ortofotomosaico con resolución espacial de 0.5 metros.	70
Figura 21. Representación pictórica de unidades de cobertura en sucesión vegetal progresiva, (A) Pastos limpios, (B) Pastos enmalezados, (C) Vegetación secundaria o en transición y (D) Bosque maduro; para una Imagen satelital Landsat 5, en combinación RGB 453, con remuestreo cúbico y ajuste de histogramas (histogram equalize).	71
Figura 22. Relación de las categorías de fragmentación determinadas por el Sistema de Información Geográfica SAGA.	86
Figura 23. Coberturas de origen antrópico: (A) Tejido urbano discontinuo en el municipio de Puerto Parra, Santander, (B) Infraestructura vial entre Puerto Araujo y La Rocheta. Troncal del Magdalena, (C) Cultivo de caucho y (D) Cultivo de palma de aceite al norte del municipio de Puerto Parra.	89
Figura 24. Coberturas bajo influencia humana: (A) Pastos limpios; (B) pastos arbolados, municipio de Puerto Parra, Santander, (C) pastos enmalezados y (D) cobertura de origen natural, borde del	

bosque denso alto de tierra firme, en el municipio de Cimitarra, Santander.	91
Figura 25. Coberturas de origen natural: (A) bosque de galería en Puerto Parra, Santander. (B) formación de vegetación secundaria alta, y (C) vegetación secundaria baja, en el municipio de Cimitarra, Santander y (D) bancos de arena junto al río Carare.	92
Figura 26. Cuerpos de agua: (A) río Opón y (B) ciénaga de Chucuri, en el municipio de Puerto Parra, Santander.	94
Figura 27. Mapa de coberturas de la tierra para el año 1971.	97
Figura 28. Mapa de coberturas de la tierra para el año 1986.	98
Figura 29. Mapa de coberturas de la tierra para el año 2002.	99
Figura 30. Mapa de coberturas de la tierra para el año 2015.	100
Figura 31. Cambios y persistencia entre 1971 y 1986 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.	109
Figura 32. Cambios y persistencia entre 1971 y 1986 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.	110
Figura 33. Cambios y persistencia entre 1986 y 2002 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.	115
Figura 34. Cambios y persistencia entre 1986 y 2002 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.	116
Figura 35. Cambios y persistencia entre 2002 y 2015 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.	120
Figura 36. Cambios y persistencia entre 2002 y 2015 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.	121
Figura 37. Cambios y persistencia entre 1971 y 2015 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.	125
Figura 38. Cambios y persistencia entre 1971 y 2015 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.	126
Figura 39. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 1971.	138

Figura 40. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 1986.	140
Figura 41. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 2002.	143
Figura 42. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 2015.	146
Figura 43. Pérdida, persistencia y ganancia de áreas Núcleo en cada temporalidad.	148
Figura 44. Alteración a la superficie del hábitat de mayor tamaño como consecuencia de la separación inducida por la construcción de la vía.	150
Figura 45. Cambio en las categorías de fragmentación sobre los bosques localizados a un kilómetro de la vía Troncal del Magdalena.	151
Figura 46. Categorías de fragmentación en el sector norte del área de estudio.	152
Figura 47. (A) Administración de la simbología en la ventana Layer Properties de ArcGIS para determinar la representación de una imagen satelital. (B) Imagen satelital Landsat 8 en combinación RGB 564 con ajuste de histogramas en desviación estándar (Standard Deviations), (C) mínimo-máximo (Minimum-Maximum), (D) partición porcentual (Percent Clip) y (E) ecualización de histogramas (Histogram Equalize)	171

LISTA DE GRÁFICAS

	pág.
Gráfica 1. Cambios en el área ocupada por algunas coberturas entre 1971 y 2015.	103
Gráfica 2. Pérdidas, persistencia y ganancia para las coberturas entre 1971 y 1986	108
Gráfica 3. Pérdida, persistencia y ganancia para las coberturas entre 1986 y 2002	113
Gráfica 4. Pérdidas, persistencia y ganancia para las coberturas entre 2002 y 2015.	118
Gráfica 5. Pérdidas, persistencia y ganancia para las coberturas entre 1971 y 2015.	124
Gráfica 6. Comportamiento de las métricas de fragmentación a nivel parche, a través del tiempo.	129
Gráfica 7. Métricas de fragmentación para la clase bosque en el área de estudio, entre 1971 y 2015.	132
Gráfica 8. Variación de los índices de diversidad de paisaje a través del tiempo, para la región Carare-Opón.	136
Gráfica 9. Comportamiento del área a través del tiempo, para las categorías de fragmentación evaluadas sobre las coberturas boscosas de la región Carare-Opón.	147

LISTA DE ANEXOS

	pág.
Anexo A. Características de las ortofotografías utilizadas para la elaboración del mapa de cobertura de la tierra del año 1971.	168
Anexo B. Resumen de las métricas utilizadas para evaluar la fragmentación del ecosistema, expresadas en la nomenclatura propia del software FRAGSTAS	169
Anexo C. Catálogo de coberturas para la región Carare-Opón	171
Anexo D. Cobertura boscosa y valores de deforestación para Colombia entre 1990 y 2014. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.	192
Anexo E. Software para el procesamiento metodológico.	194
Anexo F. Mapas de Cobertura de la tierra escala 1:40.000	197

GLOSARIO

ANTRÓPICO: es todo lo relativo al ser humano, especialmente se aplica a las modificaciones que sufre la naturaleza a causa de la acción humana.

BIODIVERSIDAD: es la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, los ecosistemas terrestres, marinos, acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte.

CONECTIVIDAD: es la capacidad que tiene una población o conjunto de poblaciones de una especie, para relacionarse con individuos de otra población en un territorio fragmentado.

CORINE: (*Coordination of information on the environment*) es un programa promovido por la Comisión de la Comunidad Europea, desarrollado en 1990 para realizar el inventario de la cobertura de la tierra.

CORREDOR BIOLÓGICO: es un elemento del paisaje que conectan parcelas o parches similares a través de matrices diferentes o agregados de parcelas.

TEORÍA FACTRAL: explica la organización de las estructuras orgánicas de los individuos y en la distribución de los ecosistemas en el paisaje, establece la base geométrica de los arreglos espaciales en la naturaleza.

FOTOGRAMETRÍA: es una técnica para determinar las propiedades geométricas de los objetos y las situaciones espaciales a partir de imágenes fotográficas.

MAGNA-SIRGAS: (Marco geocéntrico nacional de referencia) Datum oficial de referencia en Colombia adoptado en 2005.

MARCAS FIDUCIALES: son aquellas marcas ubicadas en las esquinas o parte media de los bordes de la fotografía aérea.

METADATO: son datos altamente estructurados que describen información, contenido, calidad, condición y otras características de las imágenes satelitales.

MULTIESPECTRAL: se refiere a la capacidad de un sensor para capturar información en varias regiones del espectro electromagnético.

NIVEL DIGITAL: valor numérico contenido en cada pixel de las imágenes satelitales, expresa la resolución radiométrica, relacionada con el nivel de grises en que se representa la imagen.

ORTOFOTOMOSAICO: conjunto de fotografías aéreas que han sido corregidas digitalmente para presentar una proyección ortogonal sin efectos de perspectiva.

PANCROMÁTICO: banda que contiene información espectral de toda la región visible del espectro electromagnético.

PATRÓN DE COBERTURA: es el conjunto de objetos o asociaciones de objetos similares, como también la repetición sistemática de las formas para identificar las unidades de cobertura de la tierra.

PICTÓRICO-MORFOLÓGICO: características (color y forma) que ayudan al interprete a identificar los objetos o elementos en imágenes de sensores remotos.

RADIANCIA: es la energía emitida por un cuerpo en el espectro electromagnético, especialmente en la zona del infrarrojo.

REFLECTANCIA: medida de la capacidad de una superficie para reflejar energía electromagnética en una determinada longitud de onda.

RESOLUCIÓN ESPACIAL: Tamaño de la unidad mínima de información incluida en una imagen, denominada PIXEL (*Picture Element*).

SENSOR REMOTO: dispositivo que permite capturar información de los objetos sin tener contacto directo con ellos.

SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA: es el conjunto de Hardware, Software, información geográfica y personas que permite capturar, analizar, almacenar, editar y representar datos georreferenciados.

RESUMEN

TITULO: INFLUENCIA DEL FACTOR ANTRÓPICO EN LA DEFORESTACIÓN Y FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE HUMEDO TROPICAL DE LA REGIÓN CARARE-OPÓN.*

AUTOR: ELKIN FABIAN BOHORQUEZ CASTELLANOS
JHON JAIRO ORTIZ ORTIZ**.

PALABRAS CLAVE: AEROFOTOGRAFÍAS, ANÁLISIS MULTITEMPORAL, COBERTURAS DE LA TIERRA, IMÁGENES SATELITALES, ECOLOGÍA DEL PAISAJE, SIG, TELEDETECCIÓN.

DESCRIPCIÓN:

Evaluación de la influencia del factor antrópico en la deforestación y fragmentación del bosque húmedo tropical de la región Carare-Opón en Santander, Colombia, para un período total de 44 años a partir de fotografías aéreas e imágenes satelitales Landsat, obteniendo mapas de cobertura de la tierra para los años 1971, 1986, 2002 y 2015, aplicando la clasificación CORINE Land Cover adaptada para Colombia.

Mediante análisis multitemporal de cambio se determinó que el bosque denso alto perdió el 46,50% de su superficie en los primeros 15 años de estudio y 64,05% en total, las transiciones más importantes fueron hacia pastos limpios, los cuales incrementaron su área a más del doble de la registrada inicialmente. Se determinó que la tasa media de cambio y deforestación anual de los bosques alcanzó valores de -2,21% y -2,23%, adicionalmente se evidencio que la dinámica de la región permitió el crecimiento de vegetación secundaria, aunque en pequeñas proporciones, cumplió el rol de relevo del bosque y su conjunto, registró menores tasas (-1.79% y 1.81%), sin embargo, estos valores son muy superiores a los datos reportados para Colombia y el mundo.

Las métricas calculadas para la caracterización fractal en bosques, respondieron con disminución en el área media de los fragmentos e incremento en distancia euclidiana al vecino más cercano y número de parches. El hábitat de mayor tamaño perdió el 88% de su superficie original. Los índices de forma reportaron fragmentos heterogéneos y complejos con algunas variaciones entre temporalidades. El análisis espacial de fragmentación mostró la pérdida del 83% de áreas núcleo y aumento del efecto de borde. El comportamiento de las variables argumenta la pérdida de biodiversidad.

Se concluyó que la construcción de infraestructura vial constituye un importante impulsador de cambio de ecosistemas forestales, facilitando acceso al bosque y expansión de las tierras pecuarias.

* Trabajo de grado

** Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia. Programa de Ingeniería Forestal. Director: MARIÑO GUECHA, José Manuel. Ingeniero Forestal.

ABSTRACT

TITLE: ANTHROPIC FACTOR INFLUENCE IN THE DEFORESTATION AND FRAGMENTATION OF THE REGION CARARE-OPON'S TROPICAL HUMID FOREST.*

AUTHOR: ELKIN FABIAN BOHORQUEZ CASTELLANOS
JHON JAIRO ORTIZ ORTIZ**.

KEYWORDS: AERIAL PHOTOGRAPHS, GIS, LAND COVER, LANDSCAPE ECOLOGY, MULTITEMPORAL ANALYSIS, REMOTE SENSING, SATELLITE IMAGES.

DESCRIPTION:

Evaluation of the anthropic factor influence in the deforestation and fragmentation form Carare-Opon's tropical humid forest in Santander, Colombia, for a total period of 44 years. Starting from aerial photos and satellite images Landsat, were elaborated land cover maps for the years 1971, 1986, 2002 and 2015, applying the CORINE Land Cover categories adapted to Colombia.

By means of multitemporal analysis was determined that the high dense forest lost 46,50% of its original area in the first 15 study years and 64.05% in total, the most important transitions were to pastures, that increase to more of double its area initially registered. Was determined that the rate of middle annual deforestation of forests reached the -2,21% y -2,23%, also evidenced that the region's dynamic allowed the increase of secondary vegetation, that, although in little proportions, complies the relief roll from forest masses, influencing in the reduction of the rates when is evaluated in the whole with the forest (-1.78% y 1.8%), however, these values are very high in relation with the data reported for Colombia and the world.

The calculated metrics for the fractal characterization in forests responded with a decrease in the middle area of the fragments and the increase in the Euclidean distance to the nearest neighbor and number of patches. Larger habitat lost 88% of its original surface area. The indices reported heterogeneous and complex fragments with some variations between temporalities. Spatial analysis of fragmentation showed 83% loss of core areas and increased edge effect. The behavior of the variables argues the loss of biodiversity.

It was concluded that the construction of road infrastructure constitutes an important impeller of change of forest ecosystems, facilitating the access to the forest and the expansion of the livestock lands.

* Bachelor Thesis

** Institute Regional Outreach and Distance Education. Forest engineering program. Director: MARIÑO GÜECHA, José Manuel. Forest engineer.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con Corzo, *et al.*¹, las últimas cinco décadas ostentan un mayor incremento y alcance en las transformaciones ejercidas sobre los hábitats naturales. Para la FAO², históricamente, tanto el crecimiento demográfico como el desarrollo mundial, son considerados entre los aspectos más influyentes en los procesos que conducen a la deforestación de los ecosistemas. Asimismo, Díaz, *et al.*³, describen a las actividades antrópicas, como precursoras de la fragmentación de los bosques y el aislamiento de las poblaciones biológicas, originando serias alteraciones sobre su diversidad. Además, Skole y Tucker⁴, exponen, que las consecuencias de la deforestación no se manifiestan exclusivamente en la reducción de las superficies boscosas, sino que también implican un cambio en la configuración del paisaje; induciendo, según Gasparri y Grau⁵, la degradación del hábitat, cambios en las condiciones ecológicas de los bosques y variaciones sobre los flujos de especies, energía y materia.

En Colombia, las alteraciones a los ecosistemas boscosos, se resumen por Sánchez, *et al.*⁶ en tres fases, en primer lugar, pequeñas áreas del bosque son removidas y utilizadas para agricultura de subsistencia, luego, pasan a ser pastizales para ganadería y finalmente son abandonadas por su baja productividad.

-
- ¹ CORZO, Germán, *et al.* Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales. [En línea]. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt : Ecopetrol S.A. 2010. 12 p. (Recuperado en 15 junio 2016). Disponible en: http://www.invermar.org.co/redcostera1/invermar/docs/RinconLiterario/2011/julio/J_498.pdf
 - ² FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. State of the world's forests 2012. [Online]. Rome: FAO. p. 24. (cited 16 June 2016). Available from internet: <http://www.fao.org/3/a-i3010e.pdf>
 - ³ DÍAZ, Angélica, *et al.* "Suplemento 2: Grandes vertebrados como Odc en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales". [En línea]. En: CORZO, Germán, *et al.* Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol S.A. localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt : Ecopetrol S.A. 2011. p 192-198. (Recuperado en 15 octubre 2016). Disponible en: http://atrium.tapirs.org/documents/bibliofile_20110802183707_DiazEtAl2010_GrandesVertebradosComoODCMagdalenaMedioLlanosOrientalesColombia.pdf.
 - ⁴ SKOLE, David and TUKER, Comptom. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. [Online]. In: Science. 1993. vol. 123. no. 2., p 1907. (cited 15 June 2016). Available from internet: <http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/31155874/TropicalDeforestationAndHabitatFragmentationInTheAmazon.pdf>
 - ⁵ GASPARRI, Ignacio and GRAU Ricardo. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). [Online]. In: Forest Ecology and Management. 2009, vol. 258. no. 1., p. 919 (cited 18 October 2016). Available from Internet: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709001352>
 - ⁶ SÁNCHEZ, Ana. *et al.* Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. [Online]. In: PLoS ONE. 2011. vol. 7. no. 8., p 3. (cited 18 June 2016). Available from internet: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0043943>

En el Magdalena Medio, Rodríguez y Etter⁷ han destacado las actividades de producción agropecuaria y de construcción de infraestructura vial, como génesis de las transformaciones del paisaje; y la región Carare-Opón, a pesar de ser reconocida entre las zonas de reserva nacional, no ha sido ajena a la pérdida desmedida de bosque, ya que como lo exponen Franco y Rodríguez⁸ ha sido objeto de una fuerte presión provocada por la expansión de las fronteras ganaderas y la histórica explotación forestal.

Con el uso de Sistemas de Información Geográfica, el presente trabajo busca evaluar la influencia del factor antrópico, en los procesos de transformación del ecosistema húmedo tropical de la región Carare-Opón, a partir de caracterización de la deforestación y fragmentación del bosque. Para cumplir el objetivo se elaboraron mapas de cobertura de la tierra para los años 1971, 1986, 2002 y 2015, mediante interpretación visual de imágenes de sensores remotos. Se desarrolló un análisis multitemporal de cambios por período de estudio, se determinaron tasas de deforestación y se evaluaron índices de fragmentación a nivel parche, clase y paisaje. Adicionalmente con el uso de categorías de fragmentación se describió el proceso de pérdida de áreas núcleo de elevada importancia ecológica. Finalmente se relacionaron los procesos caracterizados con las actividades antrópicas históricamente manifestadas en el área de estudio.

⁷ RODRÍGUEZ, N. y ETTER, A. Transformación de la cobertura forestal en el Valle del Magdalena medio en el periodo de 1987-2001. [EN línea]. En: Ambiente y Desarrollo. 2008. vol. 16. no. 2., p.108 (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Andres_Etter/publication/266386553_Proceso_de_transformacion_de_la_cobertura_forestal_en_el_Valle_del_Magdalena_Medio_en_el_periodo_de_1987_2001/links/542ef3cd0cf29bbc1271e37e.pdf

⁸ FRANCO, Rodolfo y RODRÍGUEZ, Juan. Análisis multitemporal satelital de los bosques del Carare-Opón mediante imágenes Landsat de 1991 y 2002. [En línea]. En: Colombia Forestal. Noviembre, 2005. vol. 9, no. 18., p. 159. (Recuperado 24 agosto 2016). Disponible en: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/article/view/3054>

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

Con la ausencia de estudios que permitan caracterizar a escala local el proceso de deforestación y fragmentación del bosque húmedo tropical, asociado a la influencia antrópica, no hay los argumentos técnicos y científicos que permiten defender la conservación de los recursos naturales en cualquier lugar del país. La región Carare-Opón, que representó una de las riquezas más importantes para el territorio nacional, puede reflejar de forma concreta las consecuencias de la mala gestión y la poca atención que brinda el Estado hacia los ecosistemas forestales. Sin embargo, debe plantearse una investigación que sea capaz de describir de manera puntual el proceso, involucrando variables medibles a partir de herramientas y métodos estandarizados.

1.2 JUSTIFICACIÓN

Con el desarrollo de este trabajo, se busca evaluar en qué medida, el ecosistema húmedo tropical de la región Carare-Opón fue transformado para favorecer actividades humanas, relacionadas principalmente con la construcción de infraestructura vial y la producción ganadera. Mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica, es posible caracterizar de forma adecuada el proceso de conversión de los bosques para un período de tiempo suficientemente amplio, con el fin de obtener valiosa información, que permita, desde la ingeniería forestal, defender de manera convincente la conservación de las masas boscosas.

De acuerdo a los datos generados mediante análisis multitemporal y de fragmentación, es posible exponer la forma incidente de las vías como impulsores de cambio en procesos de deforestación, así como, explicar la pérdida de biodiversidad y estabilidad del ecosistema producto de la reducción de áreas forestales, para finalmente llegar a plantear métodos de rehabilitación o restauración en las áreas afectadas por las actividades antrópicas.

La cartografía actual puede ser dirigida hacia la administración y organización del ecosistema, en primer lugar, servir como base para la formulación de corredores biológicos, que conecten los fragmentos remanentes de áreas naturales, para gestionar la movilidad de especies e incremento en la biodiversidad, en segundo lugar, planear y diseñar un aprovechamiento ordenado y sostenible de los bienes y servicios del bosque, que genere beneficios económicos a la población de la región, siempre y cuando se brinden garantías a la regeneración y constante renuevo de las masas arbóreas, en pro de restaurar la funcionalidad forestal del ecosistema.

1.3 ANTECEDENTES

La riqueza forestal de la región Carare Opón, antes denominada Predio Rural Chucuri, fue reconocida dentro de las zonas de reserva declaradas por la Ley 2da de 1959 y de acuerdo con La Fundación Friedrich Naumann⁹, constituía la mayor reserva boscosa del centro del país y del Río Magdalena, por esta razón, mediante un convenio entre Colombia y Alemania, se formó una empresa cuyos objetivos contemplaban; la capacitación del personal colombiano en el manejo técnico y racional del bosque, así como de la industria forestal, En el área de la investigación se adelantarían trabajos sobre el comportamiento del bosque natural y secundario, incluyendo el estudio de especies introducidas.

Como objetivo a mediano y largo plazo se debía asegurar el autofinanciamiento de los gastos operacionales y la sustentación de la empresa con base a la producción maderera. No obstante, la dinámica de desarrollo regional en torno al uso y aprovechamiento industrial del bosque, colapsó debido a deficiencias de planificación, cambios institucionales y problemas sociales. El Plan de desarrollo forestal para la reactivación del proyecto Carare-Opón, formulado en 2003 por la Universidad Distrital Francisco José De Caldas¹⁰, presenta una descripción muy clara de los hechos históricos más importantes alrededor del proyecto forestal desarrollado en el Carare-Opón, a partir de los cuales se presenta una síntesis en la Figura 1.

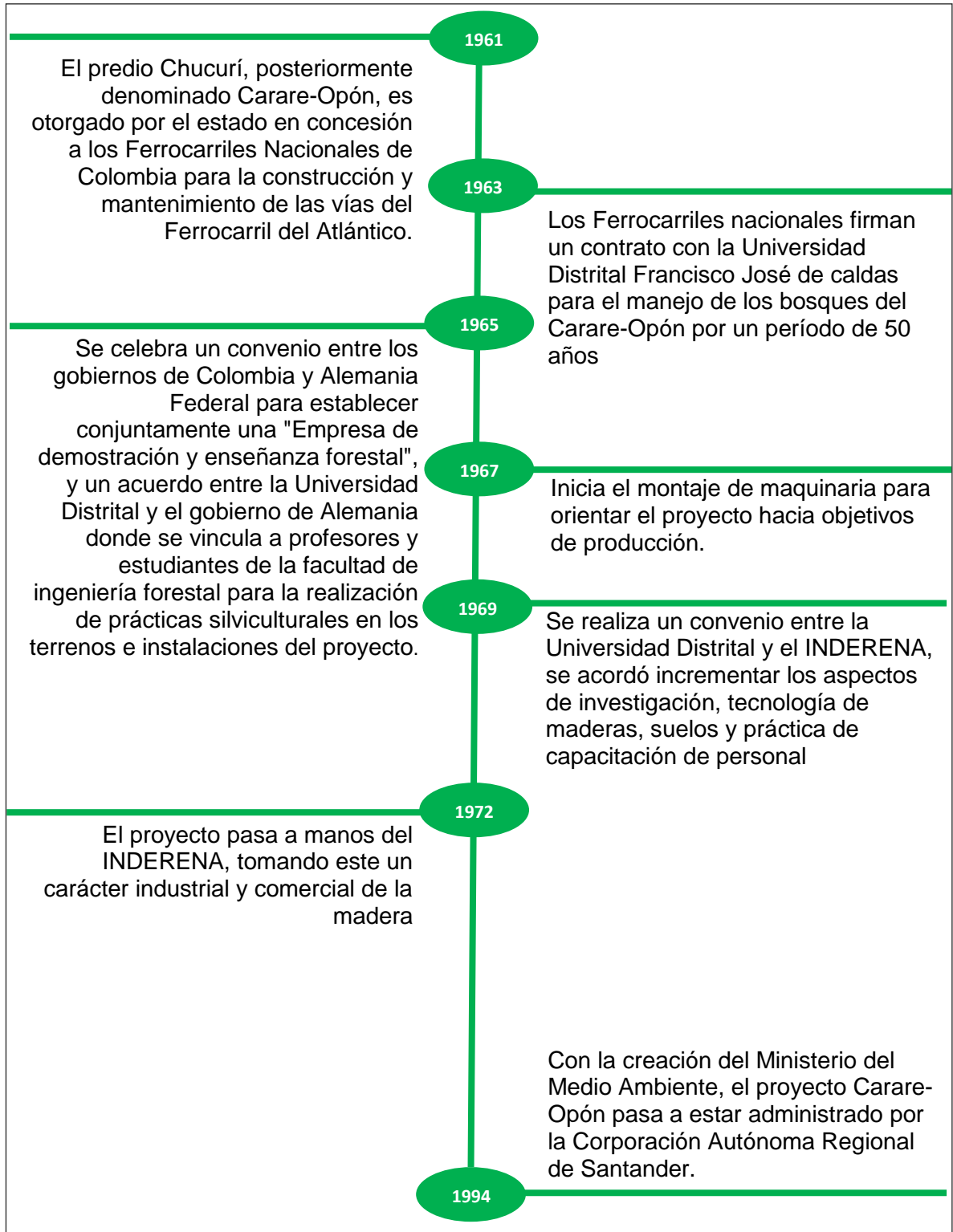
En relación al presente estudio, se puede citar la investigación desarrollada por Rodolfo Franco y Juan Manuel Rodríguez como trabajo de grado* y del cual fue publicado un artículo científico en la revista Colombia Forestal para el año 2005, titulado “Análisis Multitemporal satelital de los bosques del Carare Opón, mediante imágenes Landsat de 1991 y 2002”, cuyo objetivo fue evaluar los cambios en la cobertura vegetal forestal, por medio de la clasificación digital de imágenes satelitales, sin embargo, el corto período de estudio y las técnicas utilizadas, proporcionaron como resultado incremento en la cobertura boscosa y se registró un dinamismo positivo para el área de estudio, aclarando que el crecimiento se presentó sobre sucesión de rastrojos.

⁹ FUNDACIÓN FRIEDRICH NAUMANN. La reforestación en Colombia. El proyecto forestal (Carare-Opón). Bogotá: Guadalupe Ltda. 1976. p. 207.

¹⁰ UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS. Plan de desarrollo forestal para la reactivación del proyecto Carare-Opón. Formulación. [En línea]. Bogotá D.C.: Universidad Distrital Francisco José de Caldas : CORMAGDALENA : Corporación de Desarrollo y Paz del Magdalena Medio. 2003. p. 132. (Recuperado en 18 octubre 2016). Disponible en: <https://es.scribd.com/document/27879354/Unidistrital-ion-Plan-Forestal-Carare-Opon>

* Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Forestal en la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Figura 1. Datos históricos para la región Carare-Opón entre 1961 y 1994.



2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la influencia de las acciones antrópicas sobre la deforestación y fragmentación del bosque húmedo tropical en la región Carare-Opón, departamento de Santander, Colombia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Elaborar mapas de cobertura de la tierra para los años 1971, 1986, 2002 y 2015, empleando imágenes de sensores remotos;

Describir el proceso de cambio y deforestación en la región, a partir del análisis de tres temporalidades entre 1971 y 2015;

Caracterizar la fragmentación del bosque en cada año cartografiado mediante análisis fractal y espacial;

Identificar las acciones antrópicas que participaron en la deforestación y fragmentación de los bosques del Carare-Opón.

3. HIPÓTESIS

Dados los antecedentes de conversión de la cobertura boscosa en la región Carare-Opón, y si con el uso de imágenes de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica se realiza un análisis multitemporal de deforestación y fragmentación, entonces puede identificarse las causas antrópicas que han actuado como impulsores de cambio en el ecosistema y las consecuencias sobre las áreas forestales y la biodiversidad que albergan.

4. MARCO REFERENCIAL

4.1 MARCO TEÓRICO

Como lo mencionan McGarigal y Cushman¹¹, el campo de estudio de la percepción remota se ha desarrollado velozmente en los últimos años, a causa de las continuas modificaciones sobre los ecosistemas naturales y la influencia en el uso del suelo, estos estudios se orientan hacia las interacciones mutuas entre patrones espaciales del terreno y los procesos ecológicos.

4.1.1 Percepción remota. También conocida como teledetección, es definida por Montoya¹² como el proceso en el cual un sensor obtiene información de objetos distantes, sin la necesidad de manifestar contacto físico con ellos. Para Melo y Camacho¹³, la percepción remota es frecuentemente aplicada en el estudio de los recursos naturales, debido a la disposición y facilidad para adquirir información confiable, sobre regiones geográficas amplias, con elevada exactitud y costos moderados; en este contexto Rodríguez y Arredondo¹⁴, resaltan el desarrollo de técnicas de teledetección que incorporan el uso de sensores a plataformas satelitales que orbitan alrededor del planeta.

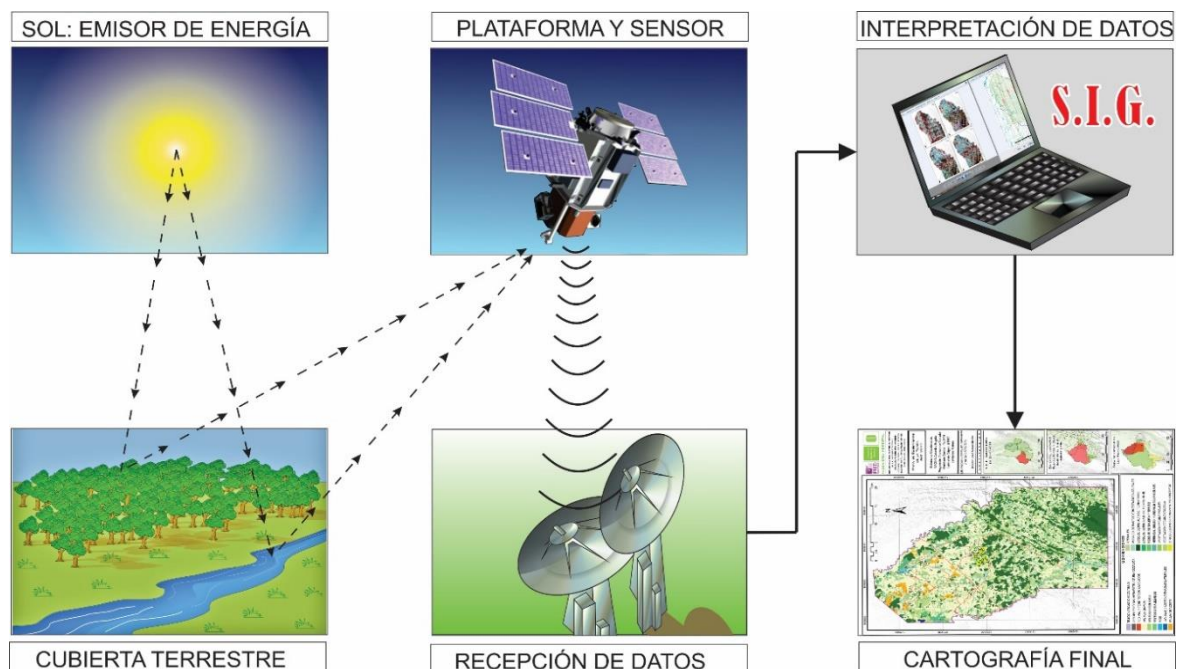
Sin embargo, Chuvieco¹⁵ aclara, que la percepción remota no solo implica la captura de información de la forma antes descrita, sino que también se compone por el posterior tratamiento de los datos obtenidos, acorde al uso predeterminado. Este tratamiento, recibe el nombre de procesamiento digital y comprende el conjunto de protocolos que, al desarrollarse sobre bases teóricas y algorítmicas, permiten la extracción automática de información del mundo real.

-
- ¹¹ McGARIGAL, Kevin and CUSHMAN, Samuel. The gradient concept of landscape structure. issues and perspectives. In: Landscape Ecology. 2005. p.112-119. Citado por LEÓN MATA, Gerardo, ALVARES, Alfredo y MARTINEZ, José. Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. [En línea]. En: Investigaciones Geográficas. 2014. vol. 2014. no. 84., p. 46. (Recuperado en 7 agosto 2016). Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/569/56931521004.pdf>.
- ¹² MONTOYA, Antonio. Percepción remota y procesamiento digital de imágenes. Bogotá D.C.: CIAF. 1996. p. 32
- ¹³ MELO, Luis y CAMACHO, Milton. Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y uso de la tierra. Bogotá D.C.: CIAF : IGAC. 2005. p. 100
- ¹⁴ RODRÍGUEZ, Oscar Eduardo y ARREDONDO, Harold Alberto. Manual para el manejo y procesamiento de imágenes satelitales obtenidas del sensor remoto MODIS de la NASA, aplicado en estudios de ingeniería civil. [En línea]. Bogotá D.C.: Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de ingeniería. Departamento de ingeniería civil. 2005. p 204. (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: <http://www.javeriana.edu.co/biblos/tesis/ingenieria/tesis123.pdf>
- ¹⁵ CHUVIECO, Emilio. Fundamentos de teledetección espacial. 2 ed. [En línea]. Madrid: Rialp, S.A. 1990. p. 95 (Recuperado en 14 agosto 2016). Disponible en: <http://www.casadellibro.com/libro-fundamentos-de-teledeteccion-espacial-2-ed/9788432126802/20000>

El proceso de interpretación expuesto por Melo y Camacho¹⁶, consiste en relacionar la información geográfica capturada, con el reconocimiento o descripción de la posición y orientación de objetos, incluyendo la medición de diferentes propiedades geométricas o espaciales de los mismos; y para Aguilar¹⁷ esto puede lograrse mediante el uso de técnicas, sistemas y métodos, con los cuales es adicionalmente posible generar información confiable y detallada sobre fenómenos naturales o artificiales contenidos en la imagen analizada, para así derivar los factores que implican su presencia y comportamiento.

Según Rodríguez y Arredondo¹⁸, los elementos que conforman el proceso de teledetección (Figura 2) son: (A) emisor de energía, constituye la fuente de radiación que el sensor está detectando; (B) cubierta terrestre, formada por la vegetación, agua, construcciones y suelo, los cuales reflejan la energía de la fuente; (C) sistema sensor, conformado por el sensor en sí y la plataforma que lo transporta; (D) Sistema de recepción-comercialización, corresponde al lugar donde se recibe la información enviada por el sensor; (E) interprete, encargado de consolidar y representar la información y (F) usuario final, quien analiza el documento o cartografía final.

Figura 2. Elementos de un proceso de teledetección.



¹⁶ MELO y CAMACHO, Op cit., p. 5.

¹⁷ AGUILAR, Miguel. Fotointerpretación, Facultad de Ingeniería Instituto de Agrimensura. Departamento de Geomática. Universidad de la República de Uruguay. 2002. Citado por MELO y CAMACHO, Op, cit., p. 5.

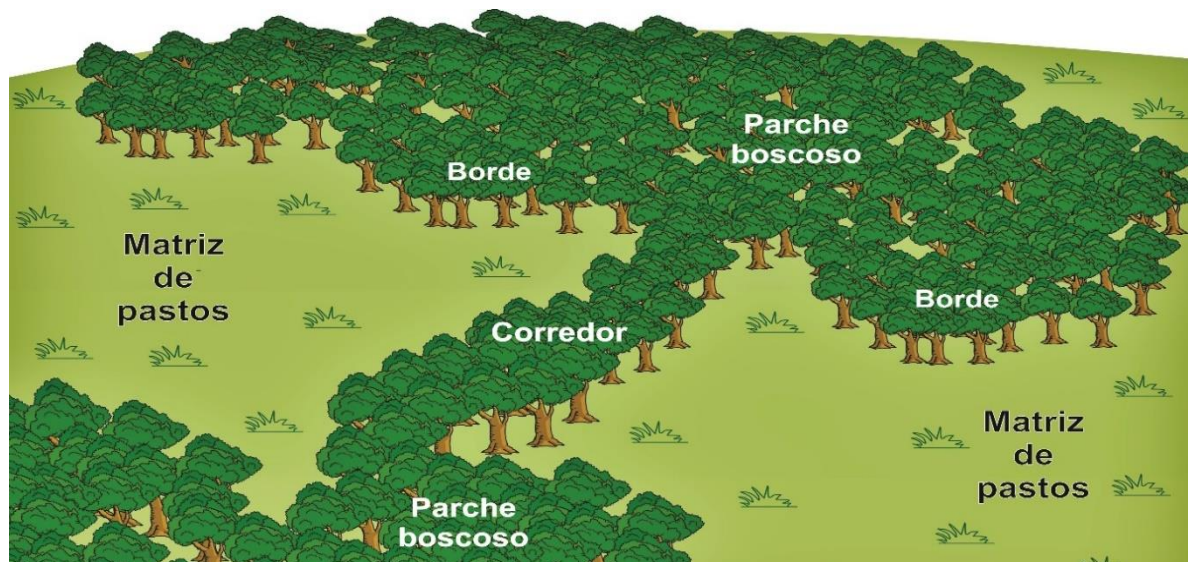
¹⁸ RODRÍGUEZ y ARREDONDO. Op. cit., p 27.

4.1.2 El paisaje y sus componentes. Para Duran¹⁹, el uso de la palabra paisaje como término técnico, ha incrementado en la última década entre las diferentes ciencias sociales y biológicas. Forman y Godron²⁰ lo definen como un conjunto de ecosistemas que se repiten en formas similares a lo largo y ancho de una proporción homogénea de terreno; lo que para Troll²¹ constituye una interacción de fenómenos entre los límites naturales y geográficos que los diferencian.

Existe toda una jerarquía de paisajes, según Paffen²² pueden ser considerados desde grandes unidades, como las fajas que cruzan el continente, por ejemplo, los bosques tropicales, bosques templados o sabanas tropicales hasta pequeñas unidades paisajísticas que los integran, como diminutas rocas.

La dominancia y heterogeneidad de cada paisaje se relaciona con la agrupación y características de los elementos que lo conforman: Matriz, parches, bordes y corredores (Figura 3).

Figura 3. Elementos del paisaje (matriz, corredor, bordes y parches)



¹⁹ DURAN, Elvira. El paisaje en ecología. [En línea]. En: Ciencias. Septiembre. 2002. vol. 2. no. 70., p. 45. (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: <http://www.ejournal.unam.mx/cns/no67/CNS06705.pdf>

²⁰ FORMAN, Richard y GODRON, M. Landscape Ecology. Citados por MORLÁNS, María Cristina. Estructura del paisaje (matriz, parches, bordes, corredores) sus funciones fragmentación del hábitat y su efecto borde. [En línea]. Catamarca: Universidad Nacional de Catamarca. 1 ed. 2014. p. 5. (Recuperado en 4 septiembre 2016). Disponible en: <http://www.editorial.unca.edu.ar/Publicacione%20on%20line/Ecologia/imagenes/pdf/004-estructuradepaisaje.pdf>

²¹ TROLL, Carl. Ecología del paisaje. [En línea]. En: Investigación ambiental. Abril. 2010. vol. 2. no. 1., p. 97. (Recuperado en 16 agosto 2016). Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2884454.pdf>

²² PAFFEN, K. H. Ecological landscape. [Online]. In: Erdkunde. August 1947. vol. 2. no.1., p. 170. (cited 20 June 2016). Available from Internet: <http://www.jstor.org/stable/2321313>

Morláns²³ señala que, la matriz es el elemento dominante, el cual alberga los demás componentes del paisaje, los parches corresponden a superficies de terreno homogéneas, pero disímiles a su entorno y los corredores son elementos lineales que conectan parches iguales a través de la matriz. Los corredores cumplen un importante rol de comunicación entre las especies que habitan cada parche y por tal razón tienen una marcada influencia en el funcionamiento normal del paisaje.

Los bordes se consideran entre los componentes más importantes, Morláns²⁴ los describe como fronteras comunes entre elementos desiguales en composición y estructura dentro de un paisaje, estos actúan como límites entre distintas parcelas o como hábitats importantes en sí.

4.1.3 Ecología: el estudio de los ecosistemas. De acuerdo con Troll²⁵, la ecología estudia la relación entre los organismos con los factores físicos y químicos del ambiente, y las interacciones que determinan su distribución, abundancia, número y organización dentro de los ecosistemas. Para Osuna; Marroquín y García²⁶, el ecosistema implica los factores ambientales en conjunto con los procesos biológicos y físicos necesarios para la supervivencia, en donde, los organismos y su entorno se encuentran interrelacionados de manera inseparable.

En ecología, los factores ambientales esenciales para la subsistencia de cualquier ecosistema, se dividen en dos grandes grupos: abióticos o del medio ambiente físico y bióticos, conformados por todos los seres vivos. Tuomisto, Ruokolainen y Yli-Halla²⁷ afirman que estos factores tienen influencia sobre la diversidad vegetal de los sitios y hallaron que varios grupos de plantas del Amazonas, presentan afinidades florísticas relacionadas principalmente con el entorno abiótico y la distancia geográfica en la cual se encuentran.

4.1.4 La ecología del paisaje. Es un término propuesto por Troll²⁸ en 1938, quien argumenta que. tanto los conceptos de ecología y paisaje están relacionados con la

²³ MORLÁNS, María Cristina. Op. cit., p 3

²⁴ Ibid., p. 4.

²⁵ TROLL, Carl. Op. cit., p. 95.

²⁶ OSUNA, Juan Manuel; MARROQUÍN, José Alberto y GARCÍA, Erik Jordán. Ecología y Medio Ambiente. [En línea]. Sonora: Editora Ana Isabel Ramírez. 2 ed. 2010. p. 63 (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: http://www.sibalcobachsonora.com/Materiales/SDH02/unidad_3/ECOLOGIA_Y_MEDIO_AMBIENTE.pdf

²⁷ TUOMISTO, Hanna; RUOKOLAINEN, Kalle and YLI-HALLA, Markku. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. [Online]. In: Science. June 2003. vol. 299. no. 2., p. 242. (cited 24 June 2016). Available from Internet: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12522248>

²⁸ TROLL, Carl. Op. cit., p. 82.

superficie de terreno manejada por el hombre para su economía agropecuaria y forestal. Los ecosistemas siempre son transformados por el hombre, pasando de paisajes naturales a paisajes económicos y culturalmente aprovechados para obtener materias primas, explotación minera o fuerza hidráulica, entre otros.

La definición adoptada por el Congreso de la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje, es expuesta por Irastorza²⁹ como el estudio de las interacciones que con el tiempo ocurren a los aspectos físicos, bióticos y culturales presentes en determinado lugar geográfico. El objetivo principal que persigue la ecología del paisaje es conocer la estructura, el funcionamiento y los cambios que se originan en un lugar.

Como indica Turner y Gardner³⁰, existen dos diferencias muy importantes entre la ecología propiamente dicha y la ecología de paisaje, esta última, en primera medida estudia extensiones mayores y, en segundo lugar, proporciona una importancia prioritaria a la configuración espacial para entender los procesos ecológicos; considerando la estructura del paisaje, que para Vargas³¹ involucra propiedades como el tamaño, forma, composición, cantidad y localización de los ecosistemas que los constituyen.

4.1.5 La sucesión vegetal, el rol de relevo de la vegetación secundaria. El concepto de sucesión vegetal es utilizado para describir las transiciones en escalas temporales y espaciales del ecosistema. En lugares con ecosistemas forestales, Finegan³² define la sucesión como el cambio directo a través del tiempo de la composición de especies y la fisionomía vegetal de un lugar, para el cual el clima permanece evidentemente constante. Kandus³³, indica que, desde épocas remotas, diferentes autores han descrito las modificaciones que ocurren con el tiempo, a los

²⁹ IRASTORZA, Pedro, Ing. Integración de la ecología del paisaje en la planificación territorial, aplicación a la comunidad de Madrid. [En línea]. Tesis M Sc. Madrid: UPM 2006. p. 35 (recuperado en 3 septiembre 2016). Disponible en: http://oa.upm.es/468/1/PEDRO_IRASTORZA_VACA.pdf

³⁰ TURNER, Monica and GARDNER, Robert. Landscape ecology in theory and practice: patterns and process. [Online] New York: Springer. 2 ed. 2015. p. 123. ISBN 978-1-4939-2794-4. (Cited 7 august 2016). Available from Internet: <http://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-1-4939-2794-4.pdf>

³¹ VARGAS, Victoriano. Análisis de fragmentación del bosque de roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.) empleando sensores remotos y SIG en el sector Peña Lisa, Departamento de Santander, Colombia. Tesis M. Sc. Mérida. Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Junio. 2015. p. 38.

³² FINEGAN, Bryan. Forest succession. [Online]. In: Nature. November 1984. vol. 312. no. 1., p. 110. (cited 13 June 2016). Available from Internet: https://www.researchgate.net/profile/Bryan_Finegan/publication/32037579_Forest_succession_reply/links/00b4952ab3b3e968d3000000.pdf

³³ KANDUS, Patricia. El concepto de sucesión vegetal y su aplicación en sistemas de humedales deltaicos. [En línea]. Trabajo de grado. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de ciencias Exactas y Naturales. Departamento de ciencias biológicas. 1995. p. 25 (Recuperado en 14 agosto 2016). Disponible en: http://serv er.ege.fcen.uba.ar/gieh/PDF_MIOS/PATO_MAB.PDF

patrones de distribución de plantas y la composición particular de las comunidades vegetales.

De acuerdo con Myers³⁴, los cambios en el ecosistema se deben principalmente a las acciones antrópicas, como agricultura, silvicultura, ganadería y creación de asentamientos humanos, las cuales inducen fragmentación de los paisajes actuales.

Como resultado de las actividades humanas sobre el cambio paulatino de los ecosistemas, se generan procesos contiguos, como la sucesión vegetal que inicia su progreso en áreas deforestadas y abandonadas.

Para Evans³⁵, clásicamente se describe al proceso de sucesión como un conjunto de fases que terminan en un clímax, en el cual el ecosistema experimenta una mayor estabilidad (Figura 4). Clements³⁶ propone seis etapas en la cual se lleva a cabo la sucesión vegetal:

- Denudación: es la etapa inicial, consiste en crear un área desprovista de vegetación; en ecosistemas forestales se refiere a la remoción del bosque por causas naturales o antrópicas.
- Migración: comprende la llegada de propágulos (rizomas, semillas, entre otros) al área desnuda.
- Écesis: esta etapa indica el establecimiento de organismos (plantas) en el sitio.
- Competencia: Describe la interacción y lucha de las diferentes especies por nutrientes y luz.
- Estabilización: también denominada etapa de equilibrio, es el resultado de los cinco procesos anteriores, donde el ecosistema alcanza su madurez.

³⁴ MYERS, Norman. Global biodiversity II: losses and threats. In: Principles of Conservation Biology. Citado por MONTENEGRO, Leyva. Dinámica temporal y espacial de la fragmentación del bosque nativo en el sur de Chile. [En línea]. En: Colombia Forestal. Diciembre, 2001. vol. 7. no. 14., p. 76. (Recuperado en 25 agosto 2016). Disponible en: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/article/view/3209/4699>

³⁵ EVANS, María Antonieta. Caracterización de la vegetación natural de sucesión primaria en el Parque Nacional Volcán Pacaya y Laguna de Calderas, Guatemala. [En línea]. Tesis M Sc. Turrialba: 2006. p. 34 (Recuperado en 2 septiembre 2016). Disponible en: <http://www.sidalc.net/reprodoc/A0987e/A0987e.pdf>

³⁶ CLEMENTS, Frederic. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. [Online]. In: Carnegie Institution of Washington. 1916. vol. 242, no. 512., p. 141. (cited 12 June 2016). Available from Internet: <http://www.upr.m.edu/biology/profs/chinea/ecolp/lectesc/clements1.pdf>

Figura 4. Imagen ilustrando el concepto de sucesión vegetal para un sitio, a lo largo del tiempo.



Fuente: RAGER Nicolle, 2016.

4.1.6 La deforestación y fragmentación de los ecosistemas boscosos. Para la FAO³⁷, los ecosistemas forestales son parte fundamental en la historia de la humanidad como generadores de bienes y servicios, es muy conocido que los bosques son el repositorio de diversidad biológica terrestre más grande del mundo; asimismo, desempeñan un papel fundamental en la mitigación del cambio climático global y contribuyen a la conservación del suelo y el agua, sin embargo, como lo manifiesta Puyravaud³⁸, han estado acompañados de transformaciones, principalmente por procesos de deforestación y expansión de la frontera agropecuaria, ocasionando impactos sin precedentes sobre la biodiversidad, el clima y otros servicios ecosistémicos.

De acuerdo con González, *et al.*³⁹, la deforestación debe entenderse como un fenómeno socioeconómico, altamente complejo y relativo a las condiciones de desarrollo de cada país. Adicionalmente Cayuela⁴⁰ expone las serias consecuencias

³⁷ ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAD PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRCULTURA. El estado de los bosques del mundo. Potenciar los beneficios socioeconómicos de los bosques (2014). [En línea]. Roma: FAO 2014. p. 92. (Recuperado en 17 agosto 2016). Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i3710s.pdf>

³⁸ PUYRAVAUD, Jean. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. [Online]. In: Forest Ecology and Management. February 2003. vol. 117. no. 2., p. 594. (cited 13 June 2016). Available from Internet: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112702003353>

³⁹ GONZÁLEZ, José Julián, *et al.* Análisis de tendencia y patrones espaciales de deforestaciones en Colombia. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2011. p. 23. (Recuperado en 20 agosto 2016). Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Proyecciones.pdf/6cad956b-6b92-4320-a090-2000408a5765>

⁴⁰ CAYUELA, L. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. [En línea]. En: Ecosistemas. Septiembre, 2006. vol. 15. no. 3., p. 194 (Recuperado en 15 agosto 2016). Disponible en: www.redalyc.org/articulo.oa?id=54015319

ambientales, económicas y sociales que surgen a causa del detrimento de los bosques, especialmente en los trópicos.

La FAO⁴¹, basándose en evidencia arqueológica e histórica, estima que en los últimos 5000 años el área forestal global ha decrecido en 1.800 millones de hectáreas, equivalentes a casi el 50% de la superficie actual de bosques. Asimismo, las pérdidas son asociadas principalmente al crecimiento demográfico y la demanda de tierras para cultivos y pastoreo, además de la explotación insostenible de recursos forestales.

Como lo expone Etter, *et al.*⁴² en Colombia, la deforestación se manifiesta principalmente en predios de propiedad del estado, en donde ocurre colonización no planeada, generalmente ilegal, causando que cerca del 45% del territorio nacional haya sido transformado debido al cambio en el uso del suelo.

La transformación de la superficie terrestre, en general, es causada por la intervención antrópica, y según Cabezas y Ospina⁴³, cuando esta precede de la reducción de grandes áreas de bosque continuo, a mosaicos conformados por parches de diversas formas, inscritos en otras coberturas distintas a bosque (pastos, cultivos, infraestructura entre otros) es denominada, fragmentación.

Para Tinker, *et al.*⁴⁴, la fragmentación puede ser consecuencia de disturbios naturales o actividades humanas, como la tala desmedida, la construcción de infraestructura, vías de comunicación o redes de servicios. Otálora⁴⁵ manifiesta que un hábitat fragmentado se reconoce por la presencia de parches de bosque distantes y con una superficie mucho menor a la original; adicionalmente, Alvear y

41 FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. State of the world's forests. Forest and agriculture: Land-use challenges and opportunities. [Online]. Rome: FAO. 2016. p. 3. (cited 16 august 2016). Available from internet: <http://www.fao.org/3/a-i5588s.pdf>

42 ETTER, Andres, *et al.* Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns, and rates. [Online]. In: Journal of Environmental Management. April 2006. vol. 79. no. 1., p. 75. (cited 5 June 2016). Available from Internet: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479705002185>

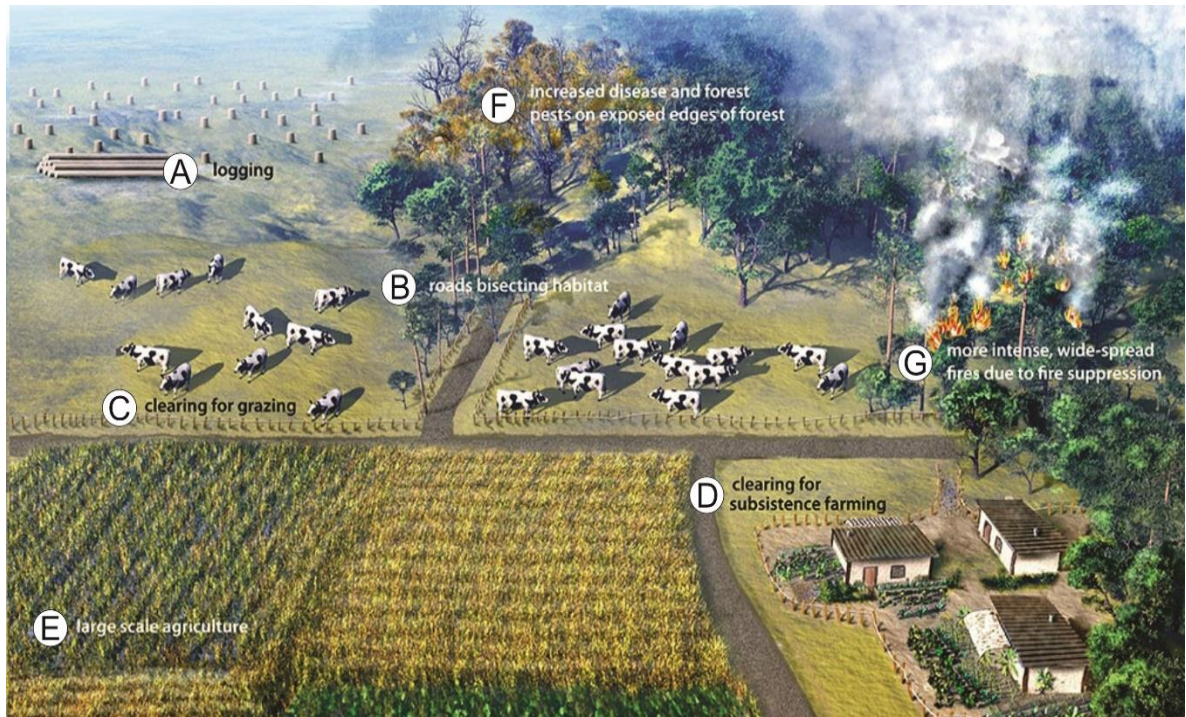
43 CABEZAS, Alexander y OSPINA, Román. Análisis del paisaje y de su relación con la regeneración del roble (*Quercus humboldtii* bonpl.) en el Municipio de Popayán, Departamento del Cauca. [En línea]. En: Colombia Forestal. Diciembre, 2010. vol. 13 no. 2., p. 192. (Recuperado en 3 agosto 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cof/o/v13n2/v13n2a02.pdf>

44 TINKER, Daniel, *et al.* Watershed analysis of forest fragmentation by clear cuts and roads in a Wyoming forest. In: Landscape Ecology. [Online]. June 1998. vol. 13. no. 1., p. 156. (cited 3 June 2016). Available from Internet: <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1007919023983>

45 OTALORA, Aida. Mamíferos de los bosques de roble. [En línea]. En: Acta Biológica Colombiana. Noviembre, 2003. vol. 8 no. 2., p. 63. (Recuperado en 21 junio 2016). Disponible en: <http://publindex.colciencias.gov.co:8084/publindex/docs/articulos/0120-548X/2290550/2295035.pdf>

Casas⁴⁶ resaltan los cambios que suceden en su estructura, composición y función, además de las repercusiones sobre su biodiversidad.

Figura 5. Principales causas de deforestación, (A) extracción de madera, (B) vías de comunicación que dividen hábitats, (C) clareo para pastizales, (D) para subsistencia y (E) agricultura a gran escala, además de algunas consecuencias, (F) Incremento de enfermedades y plagas en los bordes del bosque expuestos y (G) Incendios más intensos y amplios originados por supresión del fuego.



Fuente: RAGER Nicolle. 2016.

Los bosques se están fragmentando a un ritmo alarmante para utilizar los productos madereros y dejar espacio al pastoreo, la agricultura y vivienda. A medida que más caminos se generan a través de los bosques para el acceso y más bordes están expuestos, son más susceptibles a plagas y enfermedades. Asimismo, la conectividad entre los fragmentos remanentes disminuye, ocasionando alteraciones sobre la diversidad biológica que albergan.

⁴⁶ ALVEAR, L y CASAS, Apolinar. Análisis espacio temporal de proceso de fragmentación de la vegetación en la parte media de la cuenca del Río Palacé, municipio de Popayán, Cauca. Fragmentación y Coberturas Vegetal. Citado por MONCADA, Dora María. Análisis espacio-temporal del cambio en los bosques de Roble (*Quercus humboldtii* bonpl.) y su relación con la alfarería en Aguabuena, (Ráquira–Boyacá). [En línea]. En: Colombia forestal. Diciembre, 2010. vol. 13. no.2., p. 282. (Recuperado en 4 Julio 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v13n2/v13n2a08>

El resultado de la fragmentación, según Laurance y Yensen⁴⁷, es un paisaje en el cual se agrupan superficies bajo intervención antrópica y fragmentos de vegetación nativa de diferentes tamaños y formas, cuyo comportamiento influye sobre un gran número de procesos ecológicos. Geist y Lambin⁴⁸ mencionan que, actualmente dentro de los principales objetivos de la investigación a nivel mundial, se encuentra el estudio de la fragmentación de los bosques tropicales, no obstante, son muchas las preguntas que aún permanecen sobre las causas que definen la dinámica de cambio de estos ecosistemas.

Adicionalmente Laurance y Yensen⁴⁹ explican que la preocupación por entender el funcionamiento de dichas dinámicas, va acompañado del interés por modelar de manera efectiva su comportamiento, para poder proyectar en el tiempo las consecuencias sobre los bosques tropicales. Asimismo, Agarwal, *et al.*⁵⁰ resaltan el uso potencial que estas herramientas ofrecen sobre el análisis de impactos ambientales, la modelación de cambios en el uso y cobertura de la tierra, y su influencia en la formulación de políticas ambientales y estrategias de manejo efectivas.

4.1.7 Causas y agentes de la deforestación en Colombia. De acuerdo con el Ministerio de Ambiente y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales⁵¹, pueden distinguirse ocho agentes causantes de deforestación en el territorio nacional para los últimos 25 años (Figura 6), como se muestran a continuación:

- Expansión o establecimiento de infraestructura; que remueve superficies de bosque y permite el acceso al mismo.
- La praderización; referida a la conversión de bosques a pastos, sin estar asociado a actividades productivas.

⁴⁷ LAURANCE, W y YENSEN, E. Predicting impacts of edge effects in fragmented habitats. Citado por MONTENEGRO, Leyva. Op. cit., p. 62.

⁴⁸ GEIST, Helmut. and LAMBIN, Erik. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. [Online]. In: BioScience. February 2002. vol. 52. no. 2., p. 147. (cited 19 June 2016). Available from Internet: [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1641/0006-3568\(2002\)052%5B0143:PCAUDF%5D2.0.CO%3B2](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1641/0006-3568(2002)052%5B0143:PCAUDF%5D2.0.CO%3B2)

⁴⁹ LAURANCE, W y YENSEN, E. Citado por MONTENEGRO, Leyva. Op. cit., p. 32.

⁵⁰ AGARWAL *et al.* A. Sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains, and losses of carbon stocks in forest remaining forest, and forestation. [Online]. Alberta: GOFC-GOLD. 2009. p. 65. (cited 12 June 2016). Available from Internet: http://www.gofc-gold.uni-jena.de/redd/sourcebook/Sourcebook_Ver.sion_Nov_2009_cop15-1.pdf

⁵¹ COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS). INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM). Aplicaciones de monitoreo y gestión de los bosques desde el MADS-IDEAM. [diapositivas] VII Simposio Nacional Forestal. Medellín. 2016. Diapositiva 11.

- La producción pecuaria, hace referencia a la ganadería, principalmente bovina, la cual se manifiesta frecuentemente de manera extensiva.
- La producción agropecuaria, que mezcla cultivos con actividades pecuarias.
- Los cultivos agroindustriales; los cuales corresponden a monocultivos generalmente establecidos sobre superficies extensas.
- Los cultivos ilícitos; ya que presentan un desplazamiento frecuente y se localizan en áreas remotas con el fin de evadir la acción del estado.
- La extracción de madera; tanto de forma selectiva como extensiva para el cambio de actividad productiva.
- Minería ilegal a cielo abierto; remueve la cobertura forestal y provoca graves daños al ecosistema

Figura 6. Línea de tiempo principales causas de deforestación en Colombia 1990 – 2015.



Fuente: MADS, IDEAM. 2015

4.1.8 Consecuencias de la deforestación y fragmentación. Como dicen Baddi y Landeros⁵², la fragmentación y la reducción de hábitats naturales, se cuentan entre las principales causas de deterioro ambiental, y constituyen la peor amenaza para los recursos bióticos y la biodiversidad.

Para Forman y Godron⁵³ estos procesos alteran las condiciones ambientales y el correcto funcionamiento de los ecosistemas, causando variaciones en el ciclo hidrológico, de los nutrientes, el microclima y propiedades edáficas; además de los efectos a nivel espacial descritos por Cabezas y Ospina⁵⁴, como la variación en el tamaño, forma, número, conectividad y aislamiento de parches, que influyen un gran número de procesos ecológicos.

Asimismo, Baddi y Landeros⁵⁵ exponen que la disminución de la conectividad entre fragmentos se genera por la conversión de bosques para uso agropecuario, lo cual produce disminución en el tamaño y cantidad de parches de hábitats naturales, provocando el aumento en amenazas locales de extinción de flora y fauna.

La fragmentación de un hábitat, para Forman; Galli y Leck⁵⁶, conduce a la reducción de comunidades sensibles a procesos de migración, motivando la pérdida o el desplazamiento de la diversidad biológica.

4.1.9 Teorías que soportan la pérdida de biodiversidad. Para Santos y Tellería⁵⁷, existen tres importantes perspectivas que explican la pérdida de especies en hábitats fragmentados, haciendo hincapié en los vertebrados forestales: la hipótesis de muestreo, la teoría insular y el efecto de borde.

⁵² BADII, Mohammad y LANDEROS, Gerónimo. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con Sustentabilidad. [En línea]. En: International Journal of Good Conscience. Octubre, 2006.vol. 2. No.1., p. 29. (Recuperado en 26 agosto 2016). Disponible en: [http://www.spentamexico.org/v2-n1/2\(1\)%2026-38.pdf](http://www.spentamexico.org/v2-n1/2(1)%2026-38.pdf)

⁵³ FORMAN, Richard y GODRON, Michel. Landscape Ecology. Citado por CHAPA, Daniel, SOSA Joaquín y ÁVILA, Abraham de Alba. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. [En línea]. En: Madera y Bosques. 2007. vol. 14. no. 1., p 42. (Recuperado en 15 agosto 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/mb/v14n1/v14n1a4.pdf>

⁵⁴ CABEZAS y OSPINA. Op. cit., p. 123.

⁵⁵ BADII y LANDEROS. Op. cit., p. 22.

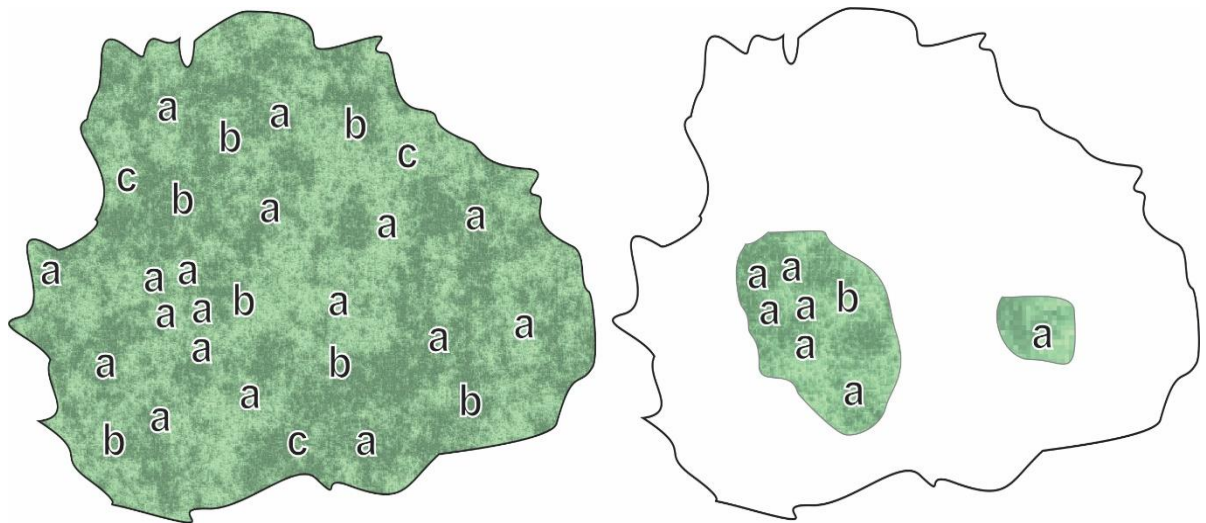
⁵⁶ FORMAN, Richard; GALLI, Anne and LECK, Charles. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. [Online]. In: Oecologia. 1976. vol. 26. no. 1., p. 3. (cited 1 June 2016). Available from Internet: <http://hmf.rutgers.edu/Pubs%20up%20to%201982/Forman,%20Galli%20and%20Leck%201976.pdf>

⁵⁷ SANTOS, T y TELLERÍA, J.L. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de especies. [En línea]. En: Ecosistemas. 2006. vol. 2006. no. 2., p 4. (Recuperado en 12 diciembre 2016). Disponible en: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423&Id_Categoria=2&tipo=portada

4.1.9.1 Hipótesis del muestreo. A partir del concepto introducido por Patterson y Atmar⁵⁸ de patrón encajado, (es decir que las especies desaparecen conforme decrece el tamaño del hábitat que las contiene), expone que la vulnerabilidad de una especie a extinguirse, se encuentra vinculada directamente con su *densidad ecológica* o número de individuos por unidad de superficie, presentes en un determinado hábitat.

Según lo anterior, se distinguen tres predicciones interesantes: (a) para un fragmento específico, las especies más densas presentan mayor probabilidad de ser retenidas; (b) si un fragmento procede de un hábitat mayor, y estrictamente de un lugar con densidad alta para una especie en particular, la misma, tiene mayor probabilidad de supervivencia, y (c) un fragmento de gran tamaño tiene más probabilidad de acumular más biodiversidad, ya que alcanzará el umbral de tamaño requerido para una mayor cantidad de especies de baja densidad ecológica. La Figura 7 representa la hipótesis del muestreo, en la cual se relacionan las tres predicciones descritas anteriormente.

Figura 7. Efecto de la densidad ecológica sobre la retención de especies luego de un evento de fragmentación. Inicialmente la comunidad se conformaba por 18 individuos de la especie "a", 6 de la especie "b" y 3 de la especie "c". Únicamente la especie más numerosa, ha sido retenida en los dos fragmentos del hábitat original, mientras que la especie menos densa ha desaparecido en el nuevo paisaje.



Fuente: Adaptado de SANTOS, T y TELLERÍA, J.L. 2006.

⁵⁸ PATTERSON, B.D. y ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. Biological Journal of Linnean Society. 1986. Citados por SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p.3.

No obstante, para Santos y Tellería⁵⁹, la hipótesis de muestreo no siempre indica la capacidad de una especie para ser retenida en un hábitat y adicionalmente, no incluye los patrones de deterioro a los que son sometidos los fragmentos remanentes.

4.1.9.2 Teoría insular. Propuesta por MacArthur y Wilson⁶⁰, describe a los fragmentos como islas separadas por un mar inhabitable. Se basa en dos conceptos fundamentales: en primer lugar, la presencia de un continente o fuente de colonizadores, (por ejemplo, un hábitat de gran magnitud localizado en la región de los fragmentos), en segundo lugar, la consideración de la matriz como un elemento que no ofrece ningún recurso a las especies aisladas en los fragmentos. De este modo, el continente, de tamaño suficiente para alojar variadas poblaciones, a través de recolonización y reforzamiento demográfico, suministra los individuos necesarios para mantener poblaciones separadas en los fragmentos del hábitat.

La teoría biogeográfica de islas, posee una alternativa formulada por Levins⁶¹, llamada *teoría de metapoblaciones*, su escenario es más frecuente en las regiones donde los hábitats han quedado reducidos a un conjunto de pequeños retazos y no existe un gran fragmento que se identifique como fuente de colonizadores. Así las cosas, la existencia de una población de poblaciones asentada sobre una serie de fragmentos de hábitat es sometida a procesos de extinción y recolonización, y su persistencia es asegurada en cuanto presente un balance positivo.

De acuerdo con Santos y Tellería⁶², la probabilidad de recolonización de un fragmento luego de perder por completo los individuos de una especie, depende de la distancia media al resto de los fragmentos que incluyen la metapoblación. Esto último puede ser analizado mediante la aplicación de métricas de fragmentación, puntualmente con la distancia euclidiana al vecino más cercano.

4.1.9.3 Efectos del borde. Para Santos y Tellería⁶³, la pérdida en el tamaño de los fragmentos y el incremento de la relación perímetro/superficie provoca la creación de una franja perimetral con condiciones desfavorables para muchas especies, induciendo la zonificación del fragmento en un hábitat de borde (de precaria calidad)

⁵⁹ SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p. 3

⁶⁰ MACARTHUR, R.H Y WILSON, E.O. The theory of island biogeography. Princeton University 1967. Citados por SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p.3.

⁶¹ LEVINS, R. Extinction. En: Lectures on Mathematical Analysis of Biological Phenomena: 75-107. Annals of New York Academy of Sciences Vol. 231. 1970. Citado por SANTOS, T y TELLERÍA, J.L. Op. cit. p.3.

⁶² SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p. 4.

⁶³ Ibid., p. 5

y uno de núcleo (de mejores condiciones), esto se produce por la incidencia de diferentes factores bióticos y físicos que proceden de la matriz, los cuales incrementan al tiempo que los procesos de fragmentación. Los factores bióticos hacen referencia a la invasión por parte de especies generalistas propias de las matrices, lo cual afecta la conservación de especies directamente afectadas (a través de interacciones como la predación) y sus potenciales funciones ecosistémicas (como la dispersión de semillas), provocando cadenas de extinciones locales. Los efectos físicos son mayores a medida que es abrupto el contraste entre los parches y la matriz, implicando cambios en las condiciones microclimáticas de fragmentos forestales, como: el incremento de la insolación, intensidad lumínica, evaporación y posteriormente a la sequedad del suelo, la exposición al viento y a diversos agentes contaminantes, afectando a aquellos organismos que requieran condiciones forestales específicas.

4.1.10 El concepto de degradación y la necesidad de restauración ecológica.

UICN, UNEP y WWF⁶⁴ enseñan que los ecosistemas terrestres degradados se caracterizan por la pérdida de vegetación y suelo, cuya productividad y diversidad se ha reducido de tal modo que es poco probable que recuperen su estado original, a menos que se apliquen medidas de rehabilitación. Para la SER⁶⁵ la restauración ecológica actúa como un proceso asistido, para facilitar la recuperación de un ecosistema degradado, dañado o devastado.

Samper⁶⁶ manifiesta que la restauración, nace a partir del reconocimiento de la alteración en los procesos que naturalmente rigen a un ecosistema en condiciones originales. Las causas que desencadenan procesos de alteración y que más ocupan a la restauración son aquéllas derivadas de la acción humana desmedida. Para Bohorquez⁶⁷, consecuencias como la pérdida en variabilidad genética (biodiversidad), degradación de bienes y servicios ecosistémicos (agua, suelo, aire),

⁶⁴ INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE, UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME and World Wildlife FUND (1991). Citados por GÁLVEZ, Juventino. La restauración ecológica: Conceptos y aplicaciones. [En línea]. Guatemala: Universidad Rafael Landívar. 2002. p. 212. (Recuperado en 14 Julio 2016). Disponible en: <http://biblio3.url.edu.gt/IARNA/SERIETECNINCA/8.pdf>

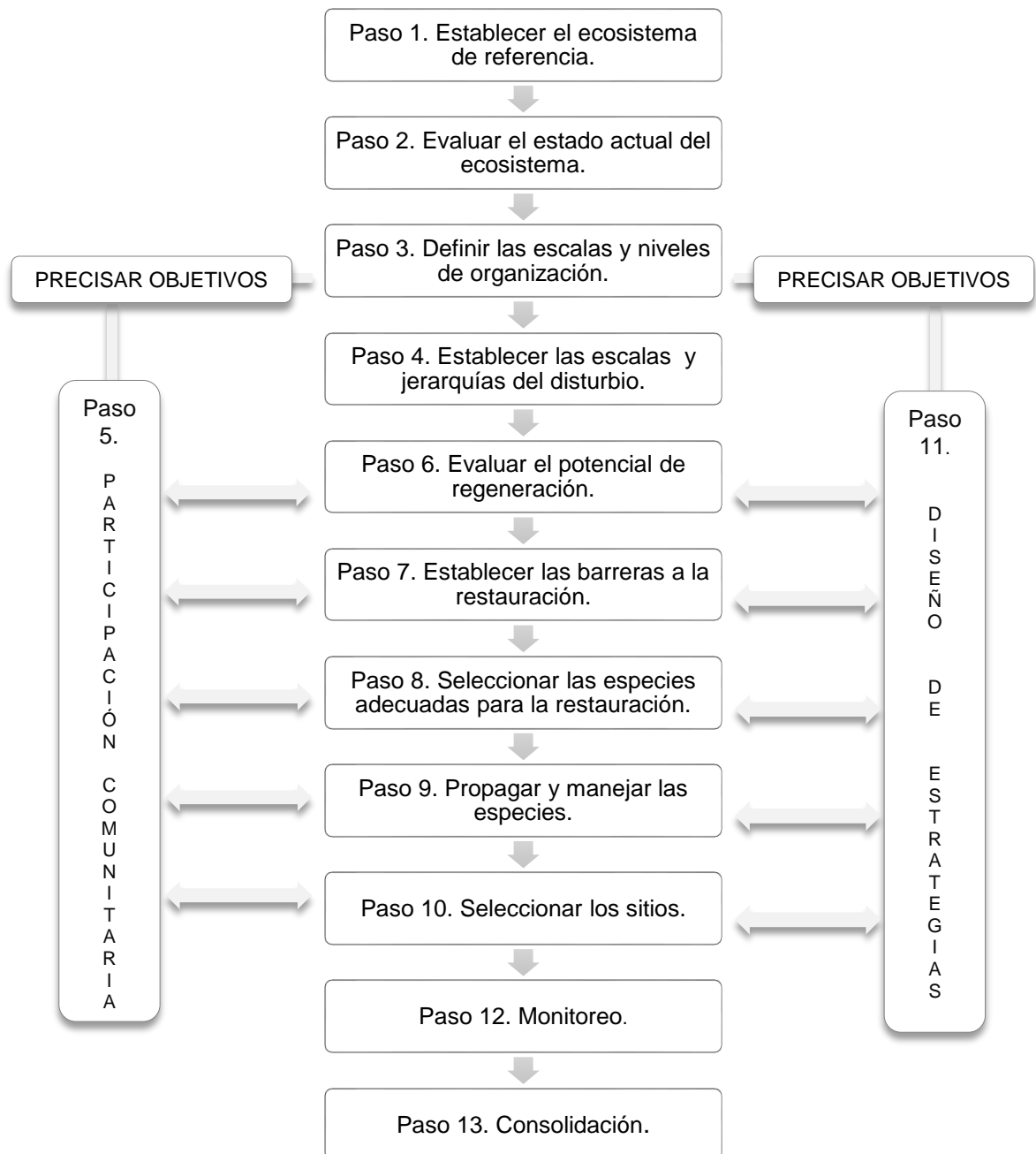
⁶⁵ SOCIEDAD PARA LA RESTAURACION ECOLÓGICA (2002). Citados por MURCIA, Carolina y GUARIGUATA, Manuel. La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. [En línea]. En: Documentos ocasionales. 2014. vol. 12. no. 1., p. 21. (Recuperado en 5 agosto 2016). Disponible en: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/occpapers/OP-107.pdf

⁶⁶ SAMPER, C. Ecosistemas naturales, restauración ecológica e investigación. 2000. Citado por BOHORQUEZ, Diana y ZAMORA, Katherine. Determinación del potencial de restauración ecológica en el Parque Nacional Enrique Olaya Herrera II Etapa. Cerros Orientales de Bogotá. Proyecto de grado Ingeniería Forestal. Bogotá D.C: Universidad Distrital Francisco José de Caldas : Jardín Botánico José Celestino Mutis. 2007. p. 132

⁶⁷ BOHORQUEZ, Diana. Determinación del potencial de restauración ecológica en el parque nacional Enrique Olaya Herrera II Etapa. [En línea]. En: Colombia Forestal. 2013. vol. 16. no. 2., p. 209. (Recuperado en 23 agosto 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v16n2/v16n2a06.pdf>

cambios climáticos y belleza escénica, entre otros, motivan la necesidad de restauración ecológica.

Figura 8. Pasos para la restauración ecológica de un ecosistema.



Fuente: VARGAS, Victoriano. 2015.

La restauración ecológica comprende varias etapas, por ejemplo, Vargas⁶⁸ propone una serie de 13 pasos para la restauración ecológica del bosque altoandino (Figura 8), bien conocido por sus funciones protectoras, sin embargo, dicha metodología puede ser extrapolable a ecosistemas productivos como el bosque húmedo tropical de la región Carare-Opón.

4.1.11 Los corredores biológicos en restauración ecológica. Bustamante y Grez⁶⁹ señalan, que cuando un bosque es fragmentado como consecuencia de un proyecto de inversión, los corredores biológicos representan la mejor forma de mitigar los daños causados al ecosistema, ya que conectan parches entre sí para permitir el flujo de organismos.

De acuerdo con Irastorza⁷⁰, un corredor biológico puede servir como conductor de flujos ecológicos, es decir su comportamiento facilita el intercambio de organismos, nutrientes y energía entre parches de un paisaje, también puede actuar como filtro al frenarlos o seleccionarlos, o como una barrera al detenerlos.

Figura 9. Corredor biológico que conecta parches separados por infraestructura vial.



Fuente: RAGER Nicolle. 2016.

⁶⁸ VARGAS, Orlando. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque Altoandino. Citado por VARGAS, Victoriano. Op. cit., p. 72.

⁶⁹ BUSTAMANTE, Ramiro y GREZ, Audrey. Fragmentación del bosque nativo. [En línea]. En: Ambiente y desarrollo de CIPMA. 2004. vol. 20. no. 1., p. 90. (Recuperado en 21 agosto 2016). Disponible en: http://www.ieb-chile.cl/otras_publicaciones/RBustamante/Bustamante_Grez_2004_Ambient_Desarrollo.pdf

⁷⁰ IRASTORZA. Op. cit., p. 9.

4.2 MARCO JURIDICO

A continuación, se relaciona el marco político-jurídico asociado a biodiversidad y servicios ecosistémicos, asimismo, se presenta la normatividad concerniente al área de estudio y procedimientos del presente trabajo.

4.2.1 Instrumentos políticos relacionados con la biodiversidad y sus servicios ecológicos.

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Ley 2da (16, diciembre, 1959). Por la cual se dictan normas sobre economía forestal de la Nación y conservación de recursos naturales renovables. Bogotá D.C. 1959.

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Decreto 2811 (18, diciembre, 1974) Por el cual se dicta el código nacional de recursos naturales renovables y de protección al medio ambiente. Bogotá D.C. 1974.

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Ley 99 (22, diciembre, 1993). Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones. Bogotá D.C. 1993.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN, INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT. Política Nacional de Biodiversidad. Promover la conservación, el conocimiento y el uso sostenible de la biodiversidad, así como la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados de la utilización de los conocimientos, innovaciones y prácticas asociados a ella por parte de la comunidad científica nacional, la industria y las comunidades locales. Bogotá D.C. 1996.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE. Política de Bosques. Documento CONPES 2834. (enero, 1996) – Propone lograr un uso sostenible de los bosques con el fin de conservarlos, consolidar la incorporación del sector forestal en la economía nacional y mejorar la calidad de vida de la población. Bogotá D.C. 1996

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Ley 1021 (20, abril, 2006). Por la cual se expide la Ley General Forestal. Bogotá D.C. 2006.

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Ley 1333 (21, julio, 2009)- Por la cual se establece el procedimiento sancionatorio ambiental y se dictan otras disposiciones. Bogotá D.C. 2009.

4.2.2 Elementos normativos referentes a la región Carare–Opón y otras políticas relacionados con este trabajo.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AGRICULTURA. Resolución 238 (12, febrero, 1961). Por medio de la cual le es otorgado en concesión a los Ferrocarriles Nacionales el denominado para entonces Predio Rural Chucurí. Bogotá D.C. El Ministerio. 1961.

COLOMBIA. GOBERNACIÓN DE SANTANDER. Decreto 304 (6, diciembre, 2005), Por el cual se dictan los núcleos de desarrollo provincial y se establecen otras disposiciones. Artículo 2. Conformación: Núcleo de Desarrollo Provincial Carare - Opón: conformado por los municipios de Cimitarra, Landázuri, Santa Helena del Opón y Puerto Parra, con núcleo provincial sede Cimitarra. Bucaramanga. 2005.

INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. Resolución 064 (1994). Por la cual se establecen las especificaciones técnicas mínimas que deben cumplir las personas naturales o jurídicas para realizar trabajos fotogramétricos y cartográficos en el territorio nacional. Bogotá D.C. 2005.

INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. Resolución 068 (28, enero, 2005). Por la cual se adopta como único datum oficial de Colombia el Marco Geocéntrico Nacional de Referencia: MAGNA SIRGAS. Bogotá D.C. 2005.

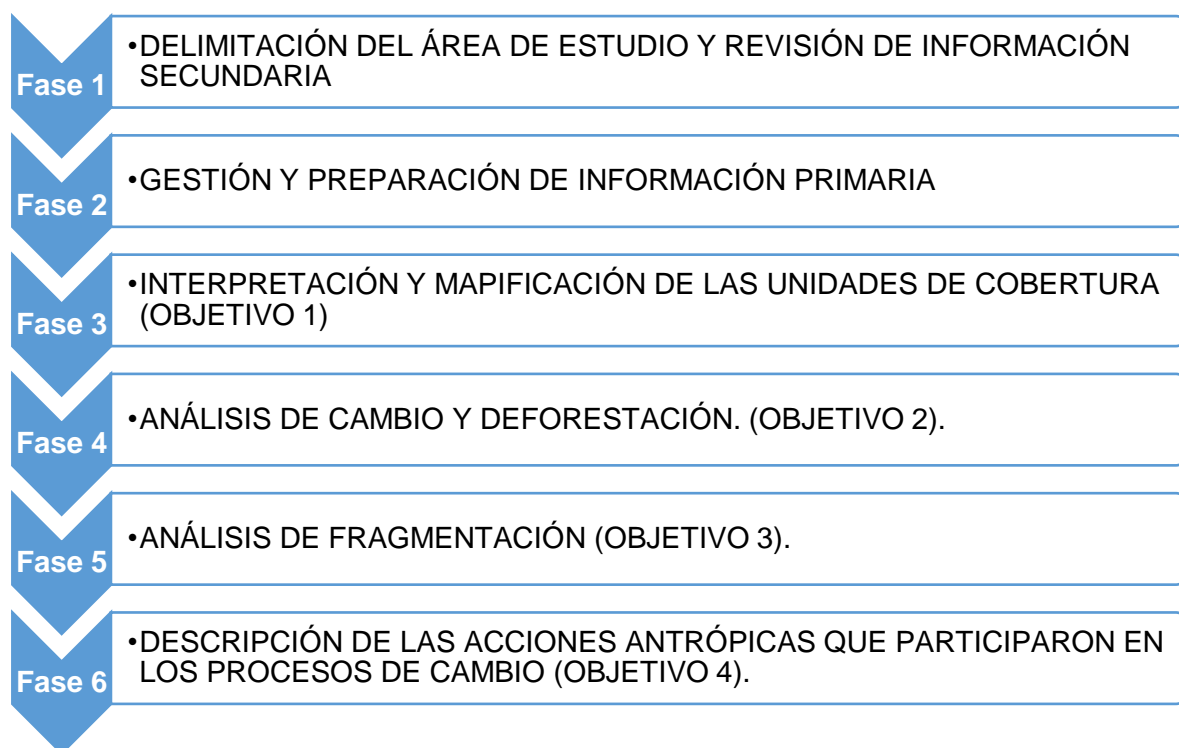
INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. Resolución 82 (3, febrero, 2012) Por la cual se implementa el banco nacional de imágenes BNI y se establecen los lineamientos para el acceso a la información de imágenes provenientes de sensores remotos. Bogotá D.C. 2012.

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES – SINCHI – HUMBOLDT – UAESPNN – INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. Convenio especial de cooperación 018 (2008). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Bogotá D.C. 2008.

5. DISEÑO METODOLÓGICO

Para evaluar la influencia de las actividades antrópicas, en el proceso de deforestación y fragmentación de los bosques del Carare–Opón, se desarrolló un análisis en tres temporalidades para el período 1971 - 2015. La Figura 10 presenta un resumen de las fases necesarias para alcanzar los objetivos propuestos.

Figura 10. Metodología general para el desarrollo del proyecto



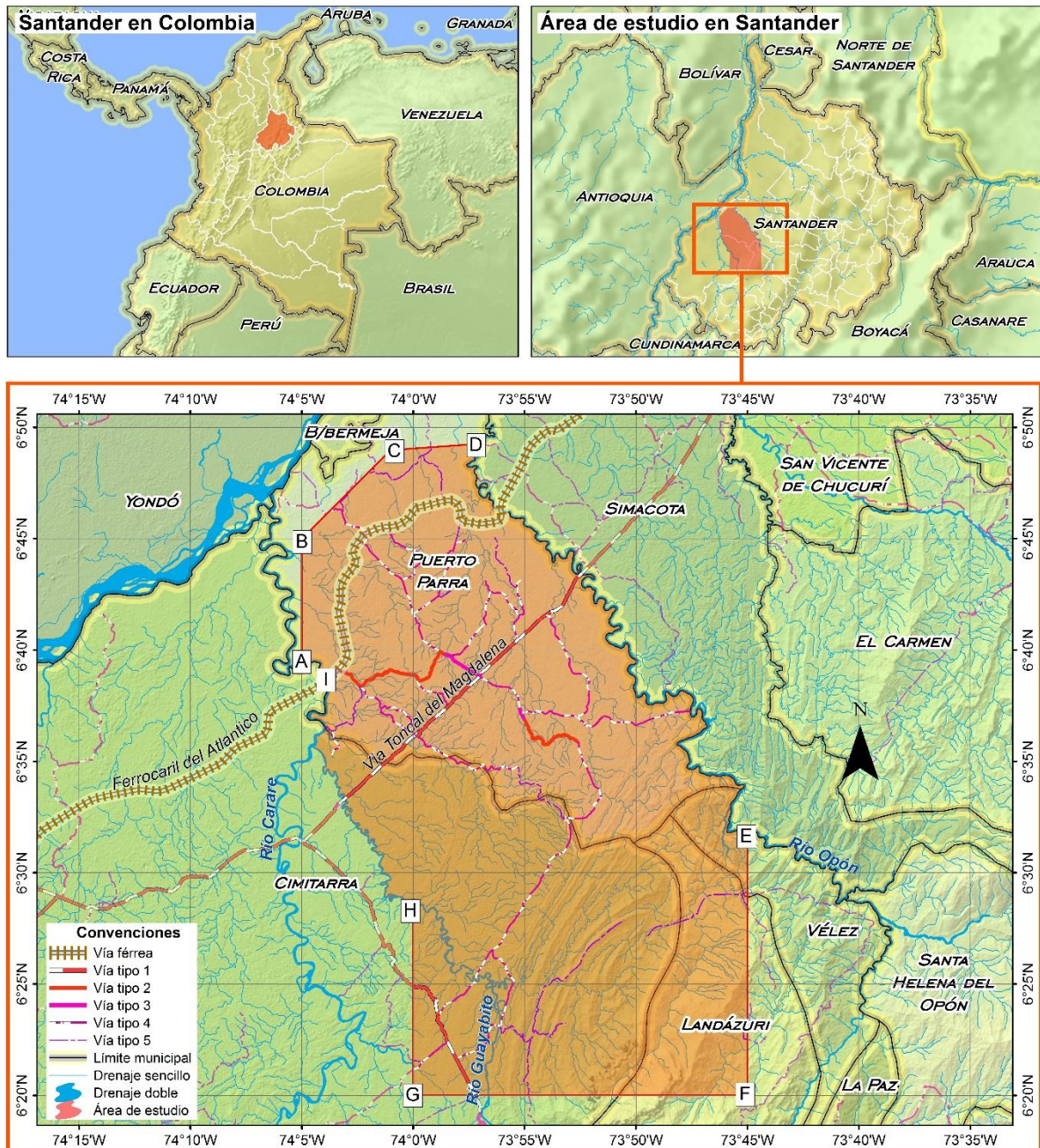
5.1 FASE 1. DELIMITACIÓN DEL PROYECTO Y REVISIÓN DE INFORMACIÓN SECUNDARIA.

Esta fase comprende la localización del área de estudio dentro de un contexto nacional, departamental y regional, adicionalmente, involucra su delimitación para el período total de análisis, los límites aquí establecidos no varían entre un momento de tiempo y otro. Asimismo, esta fase incluye la revisión de bibliografía para fortalecer los conocimientos teóricos relacionados con cobertura, deforestación, fragmentación y antecedentes de la región bajo estudio.

5.1.1 Área de estudio. La región Carare-Opón se localiza en la República de Colombia, sobre la vertiente oriental del río Magdalena, en el departamento de

Santander, fue delimitada según lo expuesto por la Resolución 238 de 1961 del Ministerio de Agricultura⁷¹ (Figura 11).

Figura 11. Localización geográfica de la región Carare-Opón en Santander y Colombia.



⁷¹ COLOMBIA. MINISTERIO DE AGRICULTURA. Resolución 238 (12, febrero, 1961). Por medio de la cual le es otorgado en concesión a los Ferrocarriles Nacionales el denominado para entonces Predio Rural Chucurí. Bogotá D.C. El Ministerio. 1961.

La región debe su nombre al área entre los ríos Carare (al oeste) y Opón (al este). Cubre parte de los municipios de Puerto Parra, Landázuri y Vélez (Tabla 1). Las dos poblaciones más importantes dentro de la zona son la cabecera de Puerto Parra y el poblado de Campo Capote.

Tabla 1. Distribución del área de estudio por municipio.

Municipio	Área (Has)	%
Puerto Parra	63.548	45,87
Cimitarra	50.096	36,12
Landázuri	22.616	16,21
Vélez	2.687	1,77
Total	138.947	100

5.1.1.1 Límites. Iniciando en el puente del ferrocarril del Atlántico, sobre el río Carare, punto marcado en la Figura 11 con la letra “I”, se sigue aguas abajo, hasta el punto señalado con la letra “A”, lugar donde el meridiano 74°5’ cruza con el río. Luego al norte, hasta el punto “B”, donde el meridiano corta el paralelo 6°45’.

Enseguida, con rumbo verdadero N-E 45°00’ y longitud de 10,35 Km se alcanza el punto demarcado con la letra “C”, luego, continúa con rumbo verdadero N-E 82°30’ y longitud de 6,85 Km, hasta el punto “D”, localizado sobre el río Opón. De allí, aguas arriba hasta el punto “E”, lugar en que el meridiano 73°45’ intersecta este río. Por el meridiano, se dirige hacia el sur, al punto de encuentro con el paralelo 6°20’, punto marcado con la letra “F”, por este paralelo en dirección oeste hasta el punto “G”, lugar de confluencia del paralelo con el meridiano 74°00’. Posteriormente, hacia el norte, hasta el lugar señalado con la letra “H”, en el cual, el meridiano cruza al río Guayabito, luego aguas abajo hasta el punto de desembocadura en el río Carare y finalmente aguas abajo hasta el punto inicial.

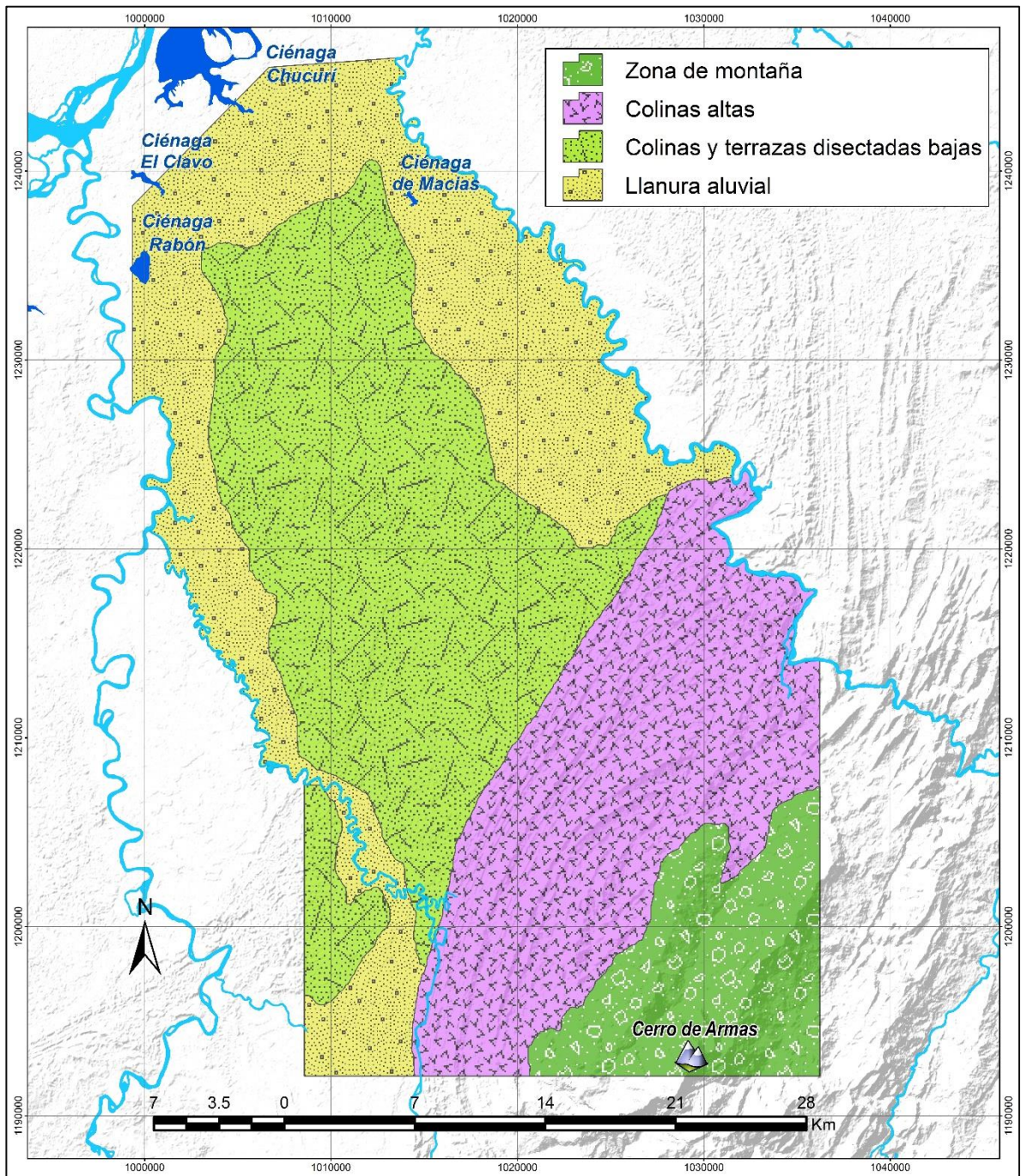
5.1.1.2 Características generales. Algunos cauces destacados en la región, aparte de los ríos Carare y Opón, son los ríos Guayabito y Río Blanco y las quebradas Chontarales, Oponcito, Dantas, La Perdida y Quebrada Negra de Armas.

Según Franco y Rodríguez⁷², se reconocen geoformas como llanuras aluviales, localizadas hacia el sector de las ciénagas de Chucurí, El Clavo y Rabón y los ríos Carare y Opón; adicionalmente, colinas altas y bajas sobre la zona media del área

⁷² FRANCO y RODRÍGUEZ. Op. cit., p. 159.

de estudio y una gran zona montañosa al sur, la cual alcanza su mayor elevación en el Cerro de Armas (Figura 12)

Figura 12. Geoformas de la región Carare-Opón.



Fuente: UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS. 2003.

De las Salas⁷³ resume las principales variables biofísicas de la región de la siguiente manera; la zona asciende desde menos de 100 m.s.n.m. en las llanuras aluviales, hasta 1900 m.s.n.m. en el Cerro de Armas; temperatura anual promedio de 28 grados Celsius, precipitación anual promedio de aproximadamente 3152 milímetros; la zona de vida según la metodología de Holdridge corresponde a un bosque húmedo Tropical (bh-T). Como lo expone La Fundación Friedrich Naumann⁷⁴, son bosques higrofíticos de vega, terrazas disectadas, colinas altas y montaña, pertenecientes al zonobioma húmedo ecuatorial descrito por Hernández⁷⁵.

Asimismo, el área de estudio se caracteriza, por la presencia de 28 kilómetros de vías férreas pertenecientes al Ferrocarril del Atlántico, localizadas sobre el sector norte. Además, a través de la región Carare -Opón fue construida la Ruta Nacional 45 también conocida como Troncal de la Paz o del Magdalena, para comunicar al interior del país con la Costa Caribe.

5.1.2 Revisión de información secundaria. Se visitó el centro de documentación del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales y la biblioteca de la Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital “Francisco José de Caldas”, para revisar algunos documentos relacionados con el área de estudio; se adquirieron libros sobre contabilidad del proyecto forestal Carare Opón, inventarios y descripciones del ecosistema.

Adicionalmente, para realizar un reconocimiento general de las coberturas se consultó el visor de patrones CORINE Land Cover del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Figura 13).

5.1.3 Biodiversidad del área de estudio. Hernández⁷⁶ describe la diversidad biológica propia del Magdalena Medio como extraordinaria, debido a la posibilidad de estimar la presencia de aproximadamente 150 especies de mamíferos, 630 de aves, 120 de reptiles, 50 de anfibios, 120 de peces y alrededor de 4000 especies de plantas vasculares.

⁷³ DE LAS SALAS, Gonzalo. El ecosistema forestal Carare-Opón. Bogotá D.C.: CONIF. 1978. p. 15

⁷⁴ FUNDACIÓN FRIEDRICH NAUMANN. Op cit. p. 210.

⁷⁵ HERNÁNDEZ Jorge. Síntesis de los biomas de Colombia. [En línea]. En: Seminario Biodiversidad y Manejo de la Fauna Silvestre. 1997. vol. 1. no. 1., p. 18 (Recuperado en 25 abril 2017). Disponible en: <http://biblovirtual.minambiente.gov.co:3000/DOCS/MEMORIA/MMA-0041/MMA-0041-CAPITULO2.pdf>

⁷⁶ HERNÁNDEZ, Mateo. (Blog) Biodiversidad y conservación. Una guía para restaurar los ecosistemas de Colombia. Magdalena Medio. Enero, 2003. (Consultado 21 septiembre 2016). Disponible en: <http://biodiversidadyconservacion.blogspot.com.co/2013/01/una-guia-para-restaurar-los-ecosistemas.html>

En el año 2010, Corzo, *et al.*⁷⁷ aplicaron el concepto de Objetos de Conservación (OdC) en el valle medio del Magdalena y los Llanos Orientales con el propósito de reducir los atributos de los ecosistemas a unidades que se puedan monitorear con mayor facilidad.

De acuerdo con Sullivan y Chesson⁷⁸, esta metodología se basa teóricamente, en que una especie objeto de conservación corresponde a un atributo biótico que permite obtener información sobre diversidad biológica sin necesidad de medirla directamente. Como resultado se identifican especies focales, registradas entre las más vulnerables a la reducción poblacional a causa de la actividad humana y, por lo tanto, si se conservan con un manejo adecuado, especies menos vulnerables también estarán protegidas.

Figura 13. Visor de patrones Corine Land Cover- IGAC, para el área de estudio, donde pueden apreciarse los límites de las unidades de cobertura y la codificación de acuerdo a la leyenda Nacional.



Fuente: INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. 2016

⁷⁷ CORZO, *et al.* Op. cit., p

⁷⁸ SULLIVAN, M y CHESSON. J. The use of surrogate measurements for determining species distribution and abundance. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia. 1993. Citados por CORZO. *et al.* Op. cit., p 20.

Con la aplicación de fototrampeos y entrevistas Díaz, *et al.*⁷⁹ seleccionaron algunos vertebrados como un conjunto de especies focales que sirven de objetos de conservación (OdC) para el Magdalena Medio (Tabla 2).

Tabla 2. Especies objeto de conservación (OdC) seleccionadas para el Magdalena Medio

Nombre científico	Nombre común	Amenaza global	Amenaza regional
<i>Didelphis marsupialis</i>	Chucha	LC	
<i>Dasyus novemcintus</i>	Armadillo		
<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro	LC	
<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria		
<i>Eira barbara</i>	Tayra	LC	
<i>Leopardus pardalis</i>	Mano gorda	LC	NT
<i>Puma yaguarondi</i>	Gato montés	LC	
<i>Pecari tajacu</i>	Saíno	LC	
<i>Sciurus granatensis</i>	Ardilla	LC	

LC= preocupación menor; NT= casi amenazada.

Fuente. DÍAZ, Angélica, et al. 2011.

Jiménez⁸⁰ en su publicación de 1968 expone un listado de 20 especies forestales, (Tabla 3) destacadas principalmente, por el valor comercial en aquella época y la abundancia relativa en la región, este trabajo se realizó con el apoyo del Proyecto de demostración y enseñanza forestal Carare-Opón, adicionalmente en 1976 se presentó por La Fundación Friedrich Naumann⁸¹, los valores de rendimiento alcanzados por las especies investigadas por el proyecto y que fueron incorporadas a la cobertura boscosa mediante métodos de enriquecimiento.

Según los inventarios realizados por Universidad Distrital Francisco José De Caldas⁸², en los bosques de la región Carare-Opón se encontraron 274 especies y 59 familias, de las cuales las de mayor presencia fueron, en su orden,

⁷⁹ DÍAZ, *et al.* Op. cit., p. 192

⁸⁰ JIMÉNEZ, Humberto. Algunos árboles de la región Carare-Opón (Santander). Bogotá D.C.: Universidad Distrital Francisco José de Caldas - Instituto de Investigaciones y proyectos forestales y madereros : Proyecto de demostración y enseñanza forestal Carare-Opón. 1968. p. 5.

⁸¹ FUNDACIÓN FRIEDRICH NAUMANN. Op. cit. p. 212.

⁸² UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS. Op. cit. p 166.

Euphorbiaceae (con 14 géneros y 17 especies), Caesalpiniaceae (12 géneros y 14 especies), Fabaceae (8 géneros y 14 especies), Lecythydaceae (8 géneros y 12 especies) y Flacourtiaceae (8 géneros y 10 especies). A su vez las familias menos representativas fueron Papilionaceae, Piperaceae, Podocarpaceae, Rutaceae, Staphyleaceae, Trigoniaceae, Ulmaceae y Zygophyllaceae, todas con 1 género y 1 especie.

Tabla 3. Algunas especies forestales de la región Carare-Opón.

Nombre científico	Familia	Nombre común
<i>Aspidosperma megalocarpum</i> Muell. Arg.	Apocynaceae	Carreto
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Tr.	Melastomatacea	Guayabo de pava
<i>Cariniana pyriformis</i> *	Lecythydaceae	Abarco
<i>Catostema alstonii</i> *	Bombacaceae	Arenillo
<i>Ceiba pentandra</i> *	Bombacaceae	Ceiba bonga
<i>Copaifera canime</i> *	Caesalpiniaceae	Canime
<i>Cordia</i> sp	Boraginaceae	Canalete
<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	Apocynaceae	Perillo
<i>Dacryodes colombiana</i> Cuatr.	Burseraceae	Anime
<i>Helicostylis tomentosa</i> Rusby	Moracea	Guaimaro
<i>Himatanthus articulata</i> (Vahl) Woodson	Apocynaceae	Perillo blanco
<i>Humiriastrum colombianum</i> (Cuatr.) Cuatr.	Humiriaceae	Aceituno rojo
<i>Iryanthera ulei</i> Warb.	Myristicaceae	Molinillo
<i>Jacaranda copaia</i> *	Bignoniaceae	Chingale
<i>Jacaranda caucana</i> *	Bignoniaceae	Chingalá
<i>Matayba scrobiculata</i> (H.B.K.) Radlk.	Sapindaceae	Guacharaco
<i>Matayba trianaea</i> Dug.	Sapindaceae	Cedro macho
<i>Memora schomburgkii</i> (DC) Miers.	Bignoniaceae	Bejuco mataganado
<i>Miconia pteropoda</i> (Benth.) O. Ktze	Melastomatacea	Guayabo de mono
<i>Parkia multiflora</i> *	Mimosaceae	Carbonero
<i>Podocarpus</i> sp.	Podocarpaceae	Pino
<i>Pourouma</i> sp.	Moracea	Cirpo
<i>Pouteria caimito</i> (R. and P.) Radlk	Sapotaceae	Caimito
<i>Schizolobium parabium</i> *	Caesalpiniaceae	Cura uvo
<i>Swietenia macrophylla</i> *	Meliaceae	Caoba
<i>Tabebuia pentaphylla</i> *	Bignoniaceae	Guayacan polvillo

Tabla 3. Continuación.

<i>Terminalia superba</i> *	Combretaceae	Guayabito
<i>Terminalia ivorensis</i> *	Combretaceae	Guayaca tema
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Ulmaceae	Surrumbo
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	Sangre de toro
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Tr. Ey Pl.	Guttiferae	Carate
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Anonaceae	Dormilon
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Anonaceae	Escobillo

Fuente: JIMÉNEZ, Humberto. 1968

* Especies investigadas por el Proyecto de demostración y enseñanza forestal Carare-Opón. Fuente: PÁEZ, Jorge. Experto Forestal INDERENA .1976.

5.2 FASE 2 – GESTIÓN Y PREPARACIÓN DE INFORMACIÓN PRIMARIA.

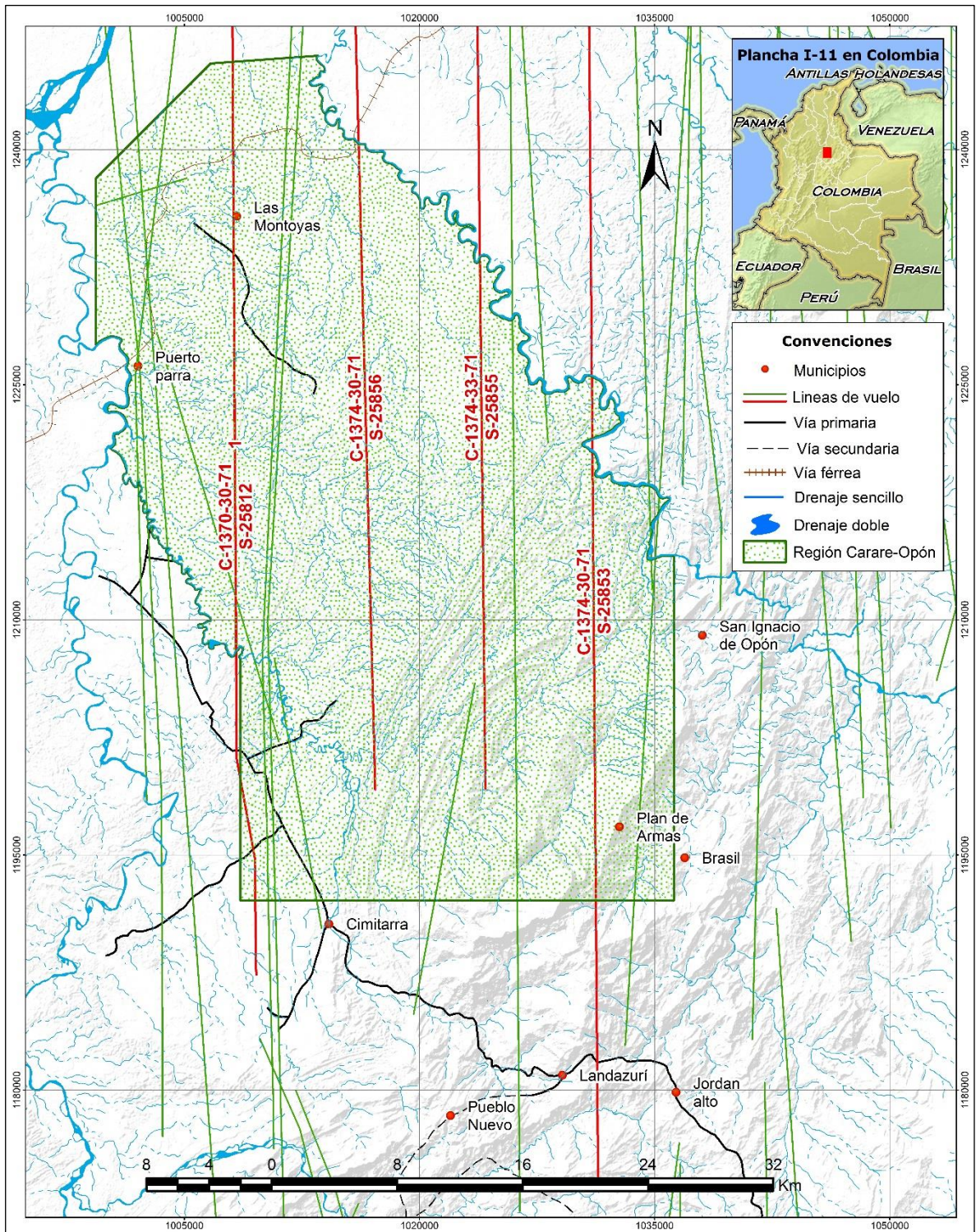
De acuerdo con el CIAF⁸³ las imágenes de sensores remotos pueden ser consideradas como fuentes primarias, debido a que su información proviene directamente del terreno. Sin embargo, antes de empezar el proceso de interpretación, es preciso ajustarlas mediante una serie de procedimientos, conocidos en teledetección como pre-procesamiento digital de imágenes.

5.2.1 Adquisición y pre-procesamiento de fotografías aéreas. En esta etapa se presentan los criterios utilizados para la selección de las fotografías, así como el procedimiento usado para realizar las correcciones previas.

5.2.1.1 Selección de las aerofotografías. Para elegir las fotografías utilizadas en este trabajo, fue necesario identificar las líneas de vuelo que durante el año 1971 se realizaron sobre el área de estudio (Figura 14). La región Carare-Opón es cubierta parcialmente por una faja del vuelo C-1370 y tres fajas del vuelo C-1374. Las aerofotografías digitales en formato TIFF con resolución de quince (15) micrones, fueron adquiridas de la División de Información y Divulgación del IGAC, de igual forma se consultó sobre la cámara fotogramétrica utilizada (Tabla 4).

⁸³ CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA. Curso cartografía básica, Módulo II. Percepción remota y aplicaciones gráficas. [En línea]. Bogotá D.C.: IGAC. 2010. p. 32. (Recuperado en 7 agosto 2016). Disponible en: http://geoservice.igac.gov.co/contenidos_telecentro/cartografia_basica_modulo2/cursos/sem_4/uni4/S1_un1_fases_preparacion.pdf

Figura 14. Índices de líneas de vuelo para el Magdalena Medio Santandereano década 1970-1980



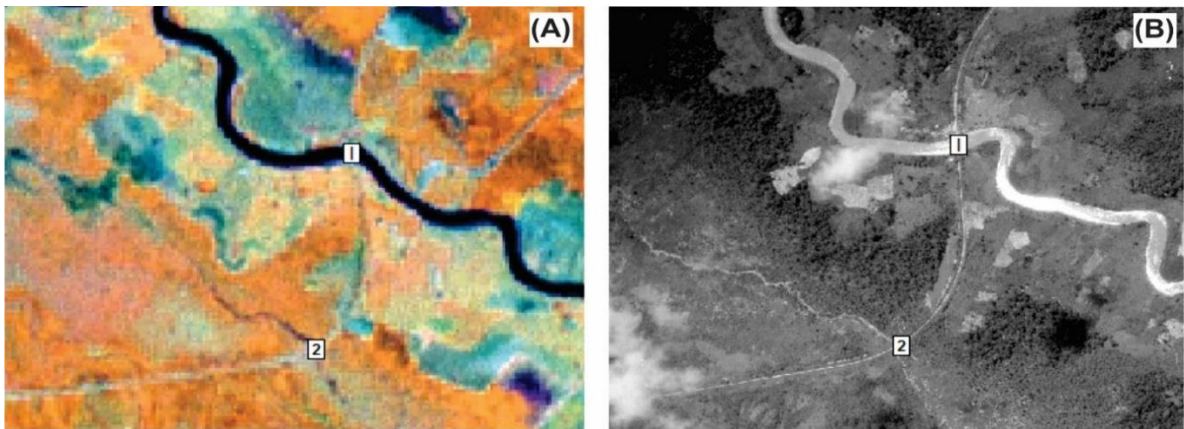
Fuente: Tomado y adaptado de la plancha I 11 años 70-80 del Instituto Geográfico Agustín Codazzi

Tabla 4. Listado de aerofotografías de 1971 adquiridas para el presente trabajo.

Vuelo		Aerofotografía No.	
C-1370		137, 139, 141, 143, 145, 147, 149, 151.	
C-1374		102, 104, 106, 108, 110, 112, 172, 174, 176, 178, 180, 182, 183, 185, 187, 189, 191, 193, 195.	
Cámara	Fairchild T-11	Distancia Focal (mm)	153,76

5.2.1.2 Corrección geométrica (Ortorrectifiación) de aerofotografías. Inicia con la orientación interna del sensor, la cual indica la relación entre el modelo de la cámara y la aerofotografía, utilizando las marcas fiduciales y la distancia focal (disponibles en el certificado de calibración de la cámara), posteriormente se determina la orientación exterior de las imágenes a partir puntos de control en tierra (Figura 16). Las coordenadas y elevación de los puntos de apoyo fueron obtenidos de las imágenes satelitales y modelos de elevación disponibles, como se aprecia en la Figura 15.

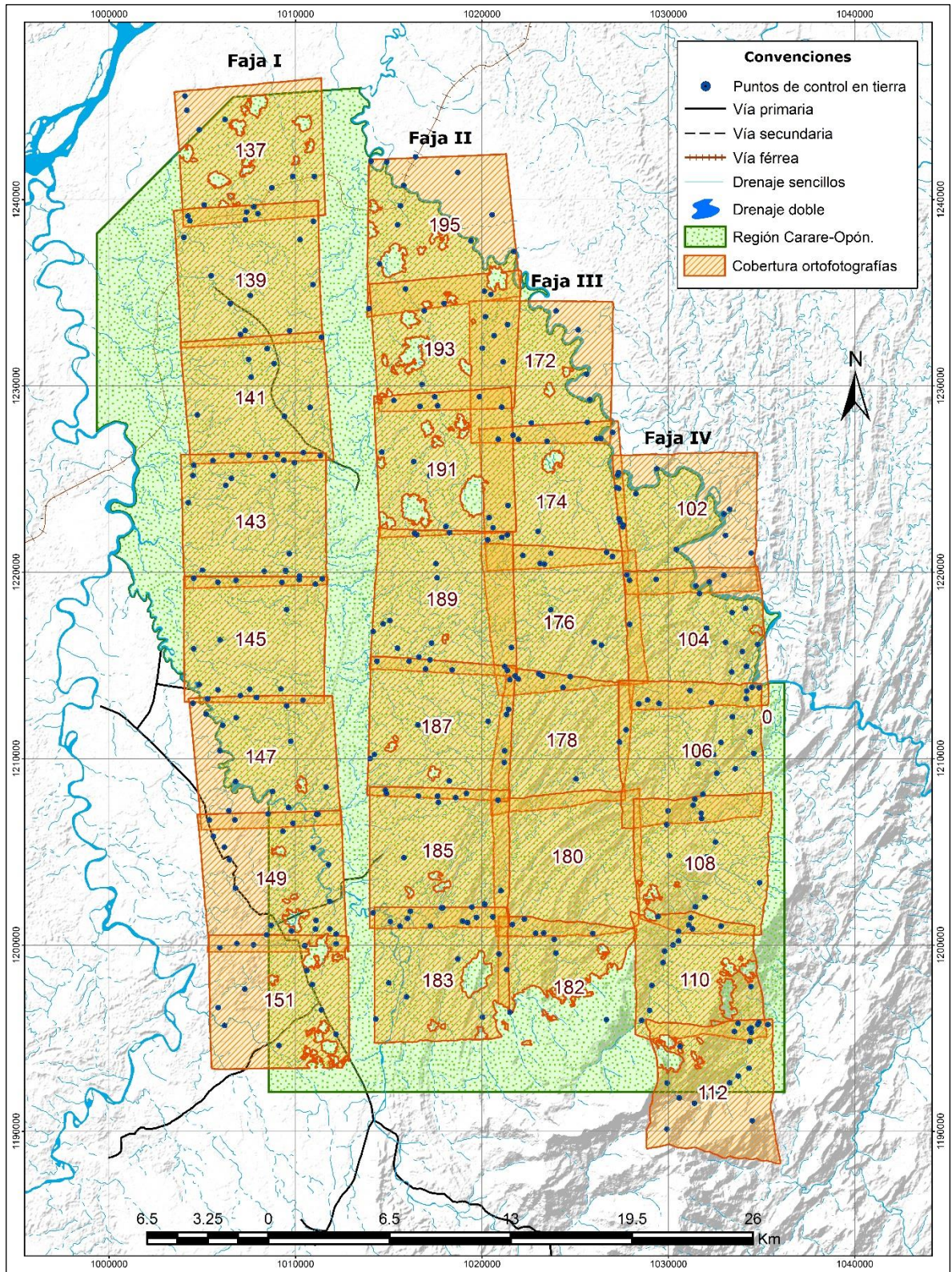
Figura 15. Ejemplo toma de puntos de apoyo sobre la vía férrea, sector norte de la región Carare-Opón, para (A) imagen satelital del 2002 y (B) fotografía aérea de 1971.



En el proceso de corrección final, se utilizó un modelo de elevación digital con resolución espacial de 12.5 metros, generado por el sensor PALSAR del satélite japonés ALOS, descargado a través del sitio web del *Alaska Satellite Facility*.

El área libre de nubes, cubierta por cada ortofotografía oscila entre 2.436,37 y 6.231,79 hectáreas. El traslape promedio entre las fajas del vuelo C-1374 es de 3.313,65 hectáreas y entre las fotografías de cada faja es de 648,27 hectáreas, El traslape promedio entre las fotografías del vuelo C-1370 es de 447,70 hectáreas. La Figura 16 representa el área y traslape de las ortofotos, asimismo el Anexo A muestra los valores puntuales por fotografía.

Figura 16. Puntos de control, área libre de nubes y traslape de las ortofotografías.



Las imágenes resultantes fueron homogeneizadas en cuanto a nivel de grises y resolución espacial para finalmente generar un mosaico controlado. La superficie no cubierta por el mosaico o el área de nubes presentes en este, fueron interpretadas a partir de imágenes Landsat de 1976 y 1977, las especificaciones finales se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Principales características de los insumos utilizados en la elaboración del primer mapa de coberturas de la tierra.

Insumo	Sensor	Año	Resolución espacial (m)	Extensión (has)	%
Mosaico Controlado	Fairchild T-11	1971	0.5	105.025,58	75.6
LM20080551976175AAA02	Landsat MSS	1976	60	25.501,39	18.4
LM20080551977007AAA04	Landsat MSS	1977	60	4.887,90	3.5
LM20080561977007AAA04	Landsat MSS	1977	60	1.955,16	1.4
Cobertura de Nubes				1.579,70	1.1
Total				138.949,73	100

5.2.2 Adquisición y pre-procesamiento de imágenes satelitales. El área de estudio se distribuye entre las imágenes satelitales de la plataforma Landsat identificadas por el Path & Row 8-55 y 8-56, fueron obtenidas del sitio web del Servicio Geológico de Estados Unidos (*USGS United States Geological Survey*), a través del servidor Earth Explorer, el criterio de la selección fue: en primer lugar, la proximidad temporal de las imágenes a los años 1986, 2001 y 2015 respectivamente, en busca de temporalidades similares de aproximadamente quince (15) años; sin embargo la característica determinante fue una baja cobertura de nubes sobre el área de estudio. En la Tabla 6 se presenta un resumen con los datos más relevantes de las imágenes seleccionadas.

Tabla 6. Especificaciones generales de las imágenes satelitales utilizadas

Identificador de escena	Fecha	Plataforma	Sensor	Resolución espacial x canal (metros)
LT50080551986196XXX03	07-15	Landsat 5	Thematic Mapper (TM)	Multiespectral (30)
LT50080561986196XXX03	1986			
LE70080552002216EDC00	08-04	Landsat 7	Enhanced Thematic Mapper (ETM +)	Multiespectral (30) Pancromático (15)
LE70080562002216EDC00	2002			
LC80080552015004LGN00	01-04	Landsat 8	OLI/TIRS	Multiespectral (30) Pancromático (15)
LC80080562015004LGN00	2015			

5.2.2.1 Pre-procesamiento Imágenes landsat TM y ETM+. El pre-procesamiento de las imágenes de 1986 y 2002, se realizó de acuerdo al protocolo definido por Cabrera, *et al.*⁸⁴ para estudios de deforestación. Con el propósito de no procesar toda la escena, se definieron áreas de interés (Tabla 7).

Tabla 7. Coordenadas frontera para las áreas de interés.

11	Escena		Coordenadas frontera (metros)			
	Path	Row	X min	X máx.	Y min	Y máx.
1	8	55	989.866,02	1'049.759,46	1'204.413,76	1'247.878,08
2	8	56				

Sistema de referencia: Datum Magna proyección Gauss Krüger, elipsoide WGS de 1984, origen Bogotá

5.2.2.1.1 *Calibración radiométrica y corrección atmosférica.* Como lo indican Asner, *et al.*⁸⁵, cada pixel de la imagen se encuentra en unidades de niveles digitales (ND) y deben ser convertidos a valores de energía reflejada, lo que se conoce como calibración radiométrica. Puede calcularse aplicando la ecuación 1, presentada por Parra⁸⁶:

$$L_{sen,k} = \alpha_{0,k} + \alpha_{1,k} ND_k \quad (1)$$

Donde;

- $L_{sen,k}$ = Radiancia espectral capturada por el sensor en la banda k en unidades de $W/(m^2 * sr * \mu m)$;
- α_{0k} = Coeficiente de reescalamiento de pérdida específica del sensor para cada banda ($W/m^2 * sr * \mu m$)
- $\alpha_{1,k}$ = Coeficiente de reescalamiento de ganancia específica del sensor para cada banda ($W/m^2 * sr * 1\mu m$)
- ND_k = Nivel digital de la imagen en la misma banda.

⁸⁴ CABRERA, Edersson. Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia. V 2.0. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2014, p. 34 (Recuperado en 11 agosto 2016). Disponible en: [http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Protocolo para la cuantificaci%C3%B3n Deforestaci%C3%B3n Nivel_Nacional.pdf](http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Protocolo+para+la+cuantificaci%C3%B3n+Deforestaci%C3%B3n+Nivel+Nacional.pdf)

⁸⁵ ASNER, Gregory, *et al.* CLASlite Forest monitoring technology. Version 3.1 Use Guide. Standford: Carnegie Institution for Science., Citados por CABRERA. Op. cit., p. 29.

⁸⁶ PARRA, Alexander. Procesamiento digital de imágenes de satélite. Mérida: Universidad de los Andes. 2009. p. 112

Adicionalmente, Hansen y Loveland⁸⁷ exponen, que la información radiométrica incluye datos tanto de la superficie terrestre como de la atmosfera, siendo necesario aplicar una nueva corrección que minimice los efectos atmosféricos en cada pixel. El resultado es una superficie de reflectancia, más consistente en respuestas radiométricas dentro y entre imágenes.

La información necesaria para aplicar corrección atmosférica a cada área de interés incluye la fecha y hora de adquisición, así como datos referidos al sensor y a la imagen en sí (Tabla 8), estos valores pueden consultarse en el Metadato de cada Imagen.

Tabla 8. Parámetros necesarios para realizar la corrección atmosférica de imágenes satelitales.

Escena	1		2	
Área de interés	AOI_1	AOI_2	AOI_1	AOI_2
Fecha adquisición (dd/mm/aa)	15/07/1986		04/08/2002	
Hora de adquisición (hh:mm:ss)	14:34:41,9	14:35:05,9	15:00:08,3	15:00:32,2
Elevación media (m)	300	800	300	800
Tipo de sensor	Landsat 5 TM		Landsat 7 ETM+	
Elevación del sensor	705 kilómetros			
centro de escena Y (m)	1'226.145,92	1'195.563,23	1'226.145,92	1'195.563,23
centro de escena X (m)	1'019.812,74	1'019.812,74	1'019.812,74	1'019.812,74
Tamaño del pixel	30 metros			

Sistema de referencia: Datum Magna proyección Gauss Krûger, elipsoide WGS de 1984, origen Bogotá

5.2.2.1.2 Transformación IHS de las imágenes ETM+. Como lo expresa Parra⁸⁸, una imagen a color se compone por la mezcla de tres canales elementales: rojo verde y azul (*RGB, Red, Green, Blue*), no obstante, existe una forma de representación alternativa basada en la intensidad, tono y saturación (*IHS Intensity, hue y saturation*).

⁸⁷ HANSEN Matthew and LOVELAND, Thomas. Una revisión del monitoreo en cambios de cobertura de la tierra para áreas extensas usando datos Landsat. *Remote Sensing of Environment*. 2012. 122 p. Citados por CABRERA. Op. cit., p. 21.

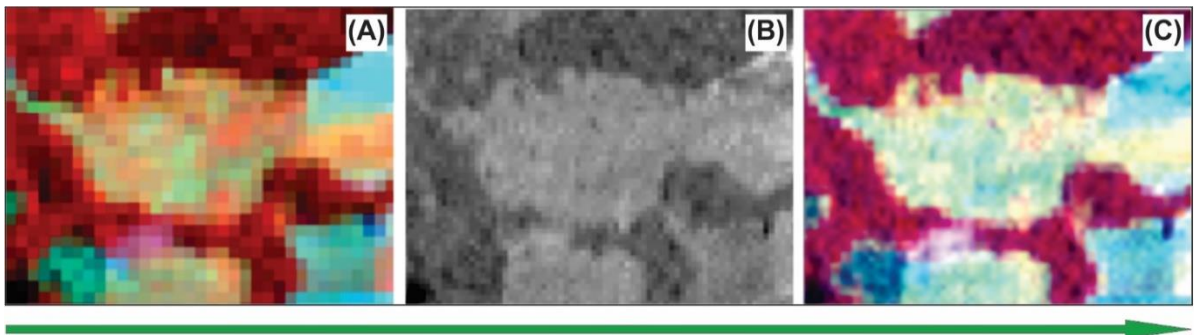
⁸⁸ PARRA. Op. cit., p. 99.

El tono corresponde a la longitud de onda que genera la máxima reflectividad del objeto y equivale al color que aprecian los ojos humanos, la saturación es el nivel de mezcla de dicho color con otros, también descrito como el nivel de pureza; finalmente la intensidad hace referencia al brillo expresado como proporción de la radiación recibida.

Asimismo, Parra⁸⁹ describe la transformación IHS como la fusión de una imagen multiespectral de baja resolución espacial con la pancromática (Figura 17), esta última deber incluir condiciones de observación similares a la primera, siendo lo más recomendable que se tomen simultáneamente, como ocurre con el sensor ETM+ de la plataforma Landsat 7.

La fusión de datos por el método IHS se realizó para las imágenes landsat ETM+ en falso color RGB 453 (infrarrojo cercano, infrarrojo medio y rojo) y color verdadero, con la banda pancromática, el resultado fue imágenes con resolución espacial de 15 metros e información espectral similar a la original.

Figura 17. Transformación IHS; (A) imagen multiespectral ETM+ en composición RGB 453 (IRC, SWIR, R) con resolución espacial 30 metros, (B) Banda pancromática con resolución de 15 metros y (C) imagen resultado, multiespectral con resolución espacial de 15 metros



5.2.2.2 Pre-procesamiento imágenes landsat OLI/TIRS. En las imágenes satelitales del 2015 se utilizó la caja de herramientas *Landsat8_1* de *GEOBIA for ArcGIS*, desarrollada por el *GIS Centre*, de la *Universidad de Gdansk, Polonia*. Para Arteaga⁹⁰ *GEOBIA* ha sido descrita como una rama de los Sistemas de Información Geográfica, dedicada al desarrollo de métodos automatizados de segmentación de imágenes de alta resolución en el marco de la teledetección.

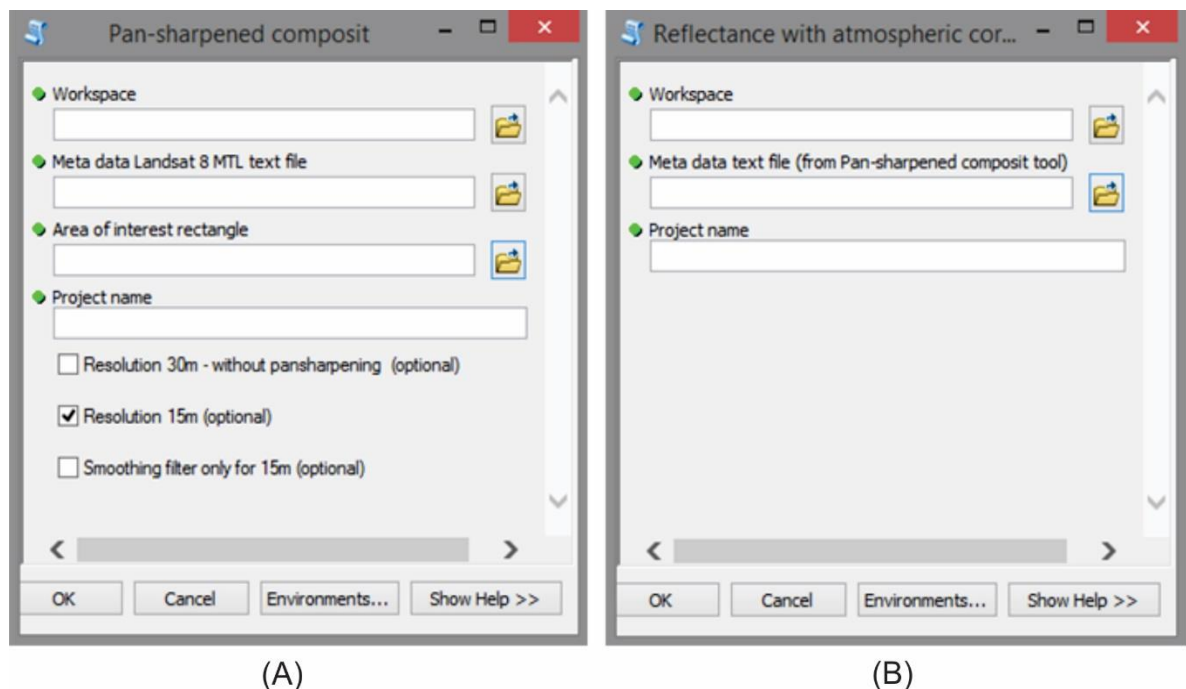
⁸⁹ PARRA. Op. cit., p. 100.

⁹⁰ ARTEAGA, Alfonso. GisGeek Todo lo relacionado con la tecnología Geoespacial en un sólo Blog. [En línea]. Publicado 1 febrero 2013 Blogspot. s.n. s.f. (Consultado en 12 marzo 2016). Disponible en: <http://sistemasdeinformaciongeografica911.blogspot.com.co/>

El procedimiento inicia con la fusión de las bandas espectrales a la pancromática, para mejorar la resolución espacial de cada una de estas a 15 metros, conservando el valor de los niveles digitales, se utiliza la herramienta *Pan-sharpening Composit* (Figura 18 A.), los datos de entrada son: área de trabajo, área de interés (descritas en el numeral 5.2.2.1) y el metadato de la imagen.

El siguiente paso consiste en convertir los niveles digitales a valores de reflectancia aplicando corrección atmosférica, en esta fase se usa la herramienta *Reflectance atmospheric corrected*. (Figura 18 B).

Figura 18. Interfaz de las herramientas (A) *Pan-Sharpening composit* y (B) *Reflectance with atmospheric corrected* de GEOBIA para ArcGIS.



Fuente: ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). ArcGis 10.3.1. [software sistema de información geográfica] Versión 10.3.3 Estados Unidos. Recuperado de www.esri.com

5.2.3 Cobertura de nubes. La sumatoria de áreas cubiertas por nubes en los mosaicos finales, elaborados para cada período de análisis, es inferior al 1.3% de la superficie total, se localizan principalmente en el sector sur del área de estudio, sobre el Cerro de Armas. La Tabla 9 contiene los valores puntuales de área y proporción de nubes en cada momento cartografiado, adicionalmente la Figura 19 permite visualizar las imágenes a partir de las cuales se generaron los mapas de cobertura de la tierra.

Figura 19. Mosaico de ortofotografías e imágenes satelitales Landsat para (A) 1971 y Mosaico de imágenes Landsat RGB 453 para (B) 1986, (C) 2002 y RGB 564 para (D) 2015.

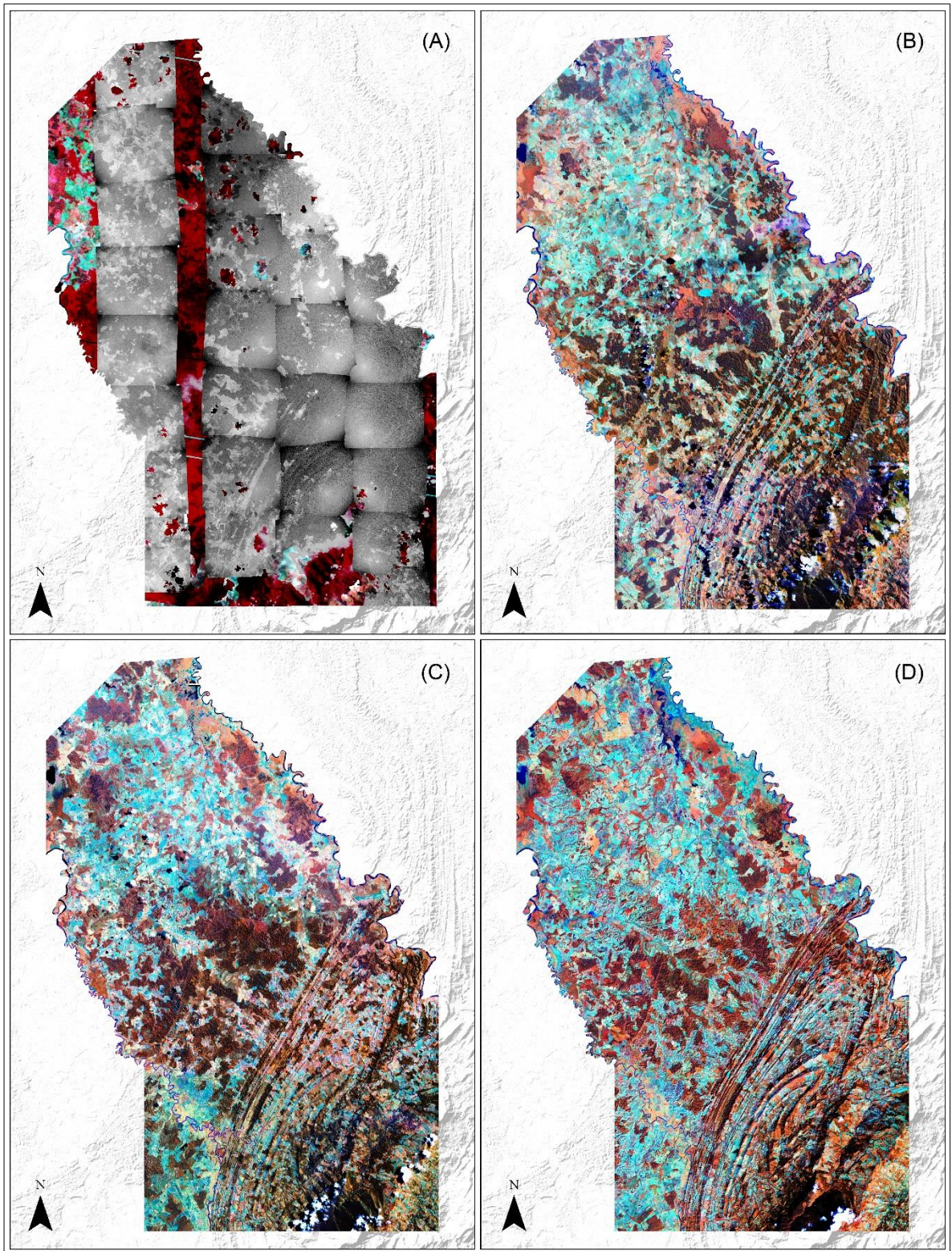


Tabla 9. Área y proporción de nubes para cada una de las fechas cartografiadas.

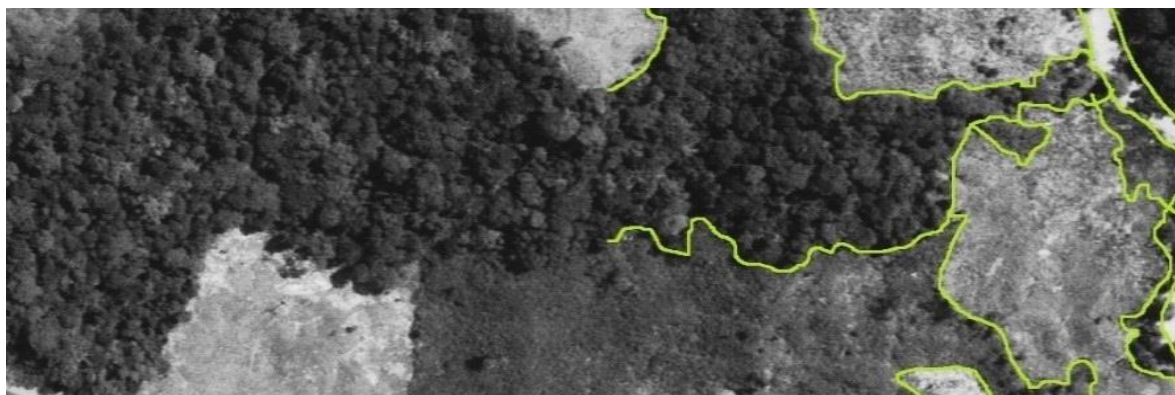
Fecha	Área cubierta por nubes (has)	Porcentaje nubosidad.
1971	1.579,70	1,14 %
1986	728,19	0,52 %
2002	1.708,98	1,23 %
2015	432,18	0,31%

5.3 FASE 3 – INTERPRETACIÓN Y MAPIFICACIÓN DE LAS UNIDADES DE COBERTURA.

Para esta etapa, se revisó la literatura especializada en el área de percepción remota, con el fin de formular la mejor interpretación posible, asimismo se buscó información secundaria que permitiera entender la dinámica del ecosistema Carare–Opón y se tomó como referencia las unidades de cobertura de la tierra reportadas por el IGAC a escala 1:100.000.

5.3.1 Interpretación de fotografías aéreas e imágenes satelitales. Se realizó interpretación visual y digitalización manual de las coberturas de la tierra, para el primer mapa se tuvo como ventaja la resolución espacial del ortofotomosaico (Figura 20) su nivel de detalle admitía la identificación de incluso árboles individuales, con lo cual, la delimitación de las unidades de cobertura se lograba de una forma más sencilla; por otra parte, como lo indican Melo y Camacho⁹¹, la ventaja que ofrecen las imágenes satelitales. se manifiesta en la información espectral contenida, la cual permite discriminar coberturas vegetales y su estado sucesional o sanitario.

Figura 20. Delimitación de unidades de coberturas para 1971 y detalle del ortofotomosaico con resolución espacial de 0.5 metros.

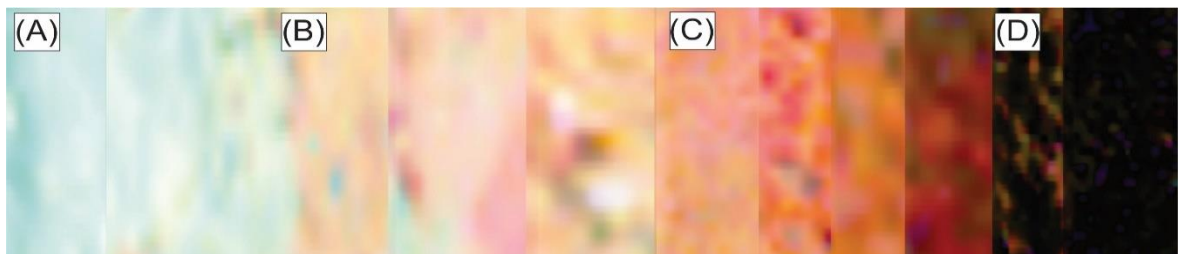


⁹¹ MELO y CAMACHO. Op. cit., p. 79.

En la interpretación de las imágenes Landsat, se utilizó principalmente la composición de bandas en falso color, infrarrojo cercano, infrarrojo medio y rojo en los canales RGB respectivos, la utilidad que esta combinación ofrece la describe Parra⁹² al mencionar que la vegetación sana ofrece una alta reflectividad en el infrarrojo cercano, en claro contraste con la baja reflectividad que presenta en el espectro visible, debido tanto por la baja absorción de las clorofilas, como por la estructura celular interna de las hojas.

De acuerdo a los patrones de cobertura para imágenes Landsat presentados por autores como Melo y Camacho⁹³; Rincón *et al.*⁹⁴; Rosales⁹⁵ y el IDEAM⁹⁶, se construyó el *Nivel de Referencia* necesario para discriminar las distintas unidades de coberturas de la tierra, tomando como criterio básico, características pictórico-morfológicas (Figura 21).

Figura 21. Representación pictórica de unidades de cobertura en sucesión vegetal progresiva, (A) Pastos limpios, (B) Pastos enmalezados, (C) Vegetación secundaria o en transición y (D) Bosque maduro; para una Imagen satelital Landsat 5, en combinación RGB 453, con remuestreo cúbico y ajuste de histogramas (*histogram equalize*).



5.3.2 Nivel de detalle de la información y escala de trabajo. El nivel de detalle de la información, se encuentra fuertemente relacionado con la resolución espacial de las imágenes satelitales utilizadas en los diferentes procesos de interpretación.

⁹² PARRA UZCATEGUI. Op. cit., p. 100.

⁹³ MELO y CAMACHO. Op. cit., p. 81.

⁹⁴ RINCÓN, Eliana; *et al.* Fichas técnicas de los patrones de las coberturas de la tierra de la Amazonia colombiana. [En línea]. Bogotá D.C.: Editor: Uriel Gonzalo Murcia García. Instituto SINCHI. 2009. p. 93. (Recuperado en 3 Julio 2016). Disponible en: http://siatac.co/c/document_library/get_file?uuid=8dfce45c-685b-458b-b096-5d96728d0933&groupId=762

⁹⁵ ROSALES, Albán. Manual para la interpretación de imágenes de sensores remotos de las principales coberturas y usos de la tierra de Costa Rica. [En línea]. San José de Costa Rica: Ministerio de Agricultura y Ganadería. 2013. p. 34. (Recuperado en 24 agosto 2016). Disponible en: <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/a00337.pdf>

⁹⁶ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Catálogo de patrones de cobertura de la tierra Colombia. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2012. p. 18. (Recuperado en 19 agosto 2016). Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/153716/Catalogo+Coberturas+Tierra.pdf/f2eafe32-f300-4ae7-9ab7-f90a8670d75e>

El Instituto geográfico Agustín Codazzi, por resolución 64 de 1994, establece que la exactitud posicional planimétrica y altimétrica, con un error medio cuadrático RMS de 0,30 mm, debe asegurar que el 90% de puntos cartografiados en el plano, se encuentren a menos de 0,5 mm de la posición correcta según sus coordenadas en el mundo real, de acuerdo con lo anterior, un pixel de la imagen debe tener 0,5 mm de lado, a la escala requerida.

Dado que el tamaño de pixel de las imágenes satelitales es de 30 y 15 metros, se seleccionó la escala de trabajo 1:30.000, así, el proyecto queda enmarcado, según Gonzáles y Romero⁹⁷ como semi-detallado a detallado (Tabla 10). Asimismo, se definió la unidad mínima cartografiable descrita por Melo y Camacho⁹⁸, la cual corresponde a ¼ de centímetro cuadrado, equivalente a 2,25 hectáreas en el terreno.

Tabla 10. Niveles y escala de levantamientos para mapas de cobertura de la tierra.

Nombre y Nivel del Levantamiento	Escala del Levantamiento
Esquemático	1 : 1'000.000
Exploratorio	1 : 500.000
Preliminar	1 : 250.000
General	1 : 100.000
Semi-detallado	1 : 50.000
Detallado	1 : 25.000
Muy Detallado	1: 10.000

Fuente: GONZÁLES, Luis y ROMERO, Ángela. 2013.

5.3.3 Proyecciones cartográficas y sistemas de referencia coordenados. Para la elaboración de las imágenes y mapas presentados, se utilizó el Datum oficial de Colombia, denominado Marco Geocéntrico Nacional de Referencia, o también, MAGNA-SIRGAS, el cual fue adoptado por resolución IGAC 68 del 2005. Las coordenadas de origen son 4° 34'46,3215" latitud Norte y 74°04'39,0285" longitud

⁹⁷ GONZÁLES, Luis y ROMERO, Ángela. Análisis multitemporal de los cambios de la cobertura de la tierra e influencia del cultivo de palma en el territorio del municipio de Villanueva Casanare. [En línea]. Tesis M Sc. Bogotá D.C.: Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de estudios ambientales y rurales. 2013. p. 126 (Recuperado en 16 septiembre 2016). Disponible en: <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/13495/GONZÁLEZBorreroLuisHernan2013.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

⁹⁸ MELO y CAMACHO Op. cit., p. 76.

oeste, y corresponden a la pilastra del Antejo Meridiano del Observatorio Astronómico de Bogotá.

5.3.4 Codificación de coberturas. Se utilizaron las categorías de clasificación CORINE Land Cover (Tabla 11), que divide las unidades de cobertura en cinco grandes grupos: Territorios artificializados, territorios agrícolas, bosques y áreas seminaturales, áreas húmedas y superficies de agua.

Tabla 11. Codificación de las unidades de cobertura de la tierra de acuerdo con la metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. escala 1:100.000.

1 TERRITORIOS ARTIFICIALIZADOS	
1.1 Zonas urbanizadas	1.2.5 Otras hidráulicas
1.1.1 Tejido urbano continuo	1.3 Zonas de extracción minera y escombreras
1.1.2 Tejido urbano discontinuo	1.3.1 Zonas de extracción minera
1.2 Zonas industriales o comerciales y redes de comunicación.	1.3.2 Zonas de disposición de residuos
1.2.1 Zonas industriales o comerciales	1.4 Zonas verdes artificializadas, no agrícolas
1.2.2 Red vial, ferroviaria y territorios asociados	1.4.1 Zonas verdes urbanas
1.2.3 Zonas portuarias	1.4.2 Instalaciones recreativas
1.2.4 Aeropuertos	
2 TERRITORIOS AGRÍCOLAS	
2.1 Cultivos transitorios	2.2.2.2 <i>Café</i>
2.1.1 Otros cultivos transitorios	2.2.2.3 <i>Cacao</i>
2.1.2 Cereales	2.2.2.4 <i>Viñedos</i>
2.1.3 Oleaginosas y leguminosas	2.2.2.5 <i>Coca</i>
2.1.4 Hortalizas	2.2.3 Cultivos permanentes arbóreos
2.1.5 Tubérculos.	2.2.3.1 <i>Otros cultivos permanentes arbóreos</i>
2.2 Cultivos permanentes	2.2.3.2 <i>Palma de aceite</i>
2.2.1 Cultivos permanentes herbáceos	2.2.3.3 <i>Cítricos</i>
2.2.1.1 Otros cultivos permanentes herbáceos	2.2.3.4 <i>Mango</i>
2.2.1.2 <i>Caña</i>	2.2.4 Cultivos agroforestales
2.2.1.3 <i>Plátano y banano</i>	2.2.5 Cultivos confinados
2.2.1.4 <i>Tabaco</i>	2.3 Pastos
2.2.1.5 <i>Papaya</i>	2.3.1 Pastos limpios
2.2.1.6 <i>Amapola</i>	2.3.2 Pastos arbolados
2.2.2 Cultivos permanentes arbustivos	2.3.3 Pastos enmalezados
2.2.2.1 <i>Otros cultivos permanentes arbustivos</i>	

Tabla 11. Continuación.

2 TERRITORIOS AGRÍCOLAS	
2.4 Áreas agrícolas heterogéneas	2.4.3 Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales
2.4.1 Mosaico de cultivos	2.4.4 Mosaico de pastos con espacios naturales
2.4.2 Mosaico de pastos y cultivos	2.4.5 Mosaico de cultivos y espacios naturales
3 BOSQUES Y ÁREAS SEMINATURALES	
3.1 Bosques	3.2.1.1.2.1 <i>Herbazal denso inundable no arbolado</i>
3.1.1 Bosque denso	3.2.1.1.2.2 <i>Herbazal denso inundable arbolado</i>
3.1.1.1.1 <i>Bosque denso alto de tierra firme</i>	3.2.1.1.2.3 <i>Arracachal</i>
3.1.1.1.2 <i>Bosque denso alto inundable</i>	3.2.1.1.2.4 <i>Helechal</i>
3.1.1.2.1 <i>Bosque denso bajo de tierra firme</i>	3.2.1.2 <i>herbazal abierto</i>
3.1.1.2.2 <i>Bosque abierto bajo inundable</i>	3.2.1.2.1 <i>Herbazal abierto arenoso</i>
3.1.2 Bosque abierto	3.2.1.2.2 <i>Herbazal abierto rocoso</i>
3.1.2.1.1 <i>Bosque abierto alto de tierra firme</i>	3.2.2.1 <i>Arbustal denso</i>
3.1.2.1.2 <i>Bosque abierto alto inundable</i>	3.2.2.2 <i>Arbustal abierto</i>
3.1.3 Bosque fragmentado	3.2.3 Vegetación secundaria o en transición
3.1.4 Bosque de galería y ripario	3.3. Áreas abiertas, sin o con poca vegetación
3.1.5 Plantación forestal	3.3.1 Zonas arenosas naturales
3.2 Áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva	3.3.2 Afloramientos rocosos
3.2.1.1 <i>Herbazal denso</i>	3.3.3 Tierras desnudas y degradadas
3.2.1.1.1.1 <i>Herbazal denso de tierra firme no arbolado</i>	3.3.4 Zonas quemadas
3.2.1.1.1.2 <i>Herbazal denso de tierra firme arbolado</i>	3.3.5 Zonas glaciares y nivales
3.2.1.1.1.3 <i>Herbazal denso de tierra firme con arbustos</i>	
4. ÁREAS HÚMEDAS	
4.1. Áreas húmedas continentales	4.2 Áreas húmedas costeras
4.1.1 Zonas pantanosas	4.2.1 Pantanos costeros
4.1.2 Turberas	4.2.2 Salitral
4.1.3 Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	4.2.3 Sedimentos expuestos en bajamar
5 SUPERFICIES DE AGUA	
5.1 Aguas continentales	5.2 Aguas marítimas
5.1.1 Ríos (50 m)	5.2.1 Lagunas costeras
5.1.2 Lagunas, lagos y ciénagas naturales	5.2.2 Mares y océanos
5.1.3 Canales	5.2.3 Estaciones para acuicultura marina
5.1.4 Cuerpos de agua artificiales	
Fuente: INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. 2010.	

De acuerdo con el IDEAM; IGAC y CORMAGDALENA⁹⁹, la metodología CORINE Land Cover, para Colombia, describe, caracteriza, clasifica y compara los rasgos de las coberturas de la tierra, mediante la interpretación de imágenes satelitales de media resolución, con el propósito de gestionar cartografía a diferentes escalas. Asimismo, como lo manifiesta el IDEAM¹⁰⁰, las coberturas que comparten parámetros fisionómicos de altura y densidad, se agruparon en niveles jerárquicos para establecer una organización que garantice, de ser necesario, la posible y rápida inclusión de nuevas unidades, al momento de realizarse trabajos detallados.

5.4 FASE 4 –ANÁLISIS DE CAMBIO Y DEFORESTACIÓN.

Para caracterizar el proceso de deforestación y los cambios en la cobertura de la tierra, se aplicaron tasas de pérdida de bosque y un análisis multitemporal para tres períodos parciales: 1971-1986, 1986-2002, 2002-2015 y el período total 1971-2015.

5.4.1 Tasas de cambio y deforestación. Se utilizaron tres fórmulas para medir la tasa de deforestación anual de los bosques. Inicialmente, Carnevale, Alzugaray y Di Leo¹⁰¹ proponen el cálculo de la deforestación, como valor relativo al área de estudio; se determina empleando la ecuación 2:

$$D(\%) = \left[\frac{(A_f - A_i)}{(A_T) * (t_{años})} \right] * 100 \quad (2)$$

Dónde;

$D(\%)$ = Deforestación anual, relativa al área de estudio (porcentaje).—

A_i = Área de cobertura al inicio del período (hectáreas).

A_f = Área de cobertura al final del período en (hectáreas).

$t_{años}$ = Número de años que comprende el período específico.

A_T = Área de estudio (hectáreas).

⁹⁹ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Mapa de Cobertura de la Tierra Cuenca Magdalena-Cauca, Metodología CORINE Land Cover Adaptada para Colombia, escala 1:100.000. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM : IGAC : CORMAGDALENA. 2007. p 129. (Recuperado en 21 septiembre 2016). Disponible en: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021521/LIBROCORINEFINAL.pdf>

¹⁰⁰ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2010. p. 43. (Recuperado en 21 Julio 2016). Disponible en: http://siatac.co/c/document_library/g_et_file?uuid=a64629ad-2dbe-4e1e-a561-fc16b8037522&groupId=762

¹⁰¹ CARNEVALE, Nélida; ALZUGARAY, Claudia y DI LEO, N. Estudio de la deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina mediante teledetección espacial. [En línea]. En: Revista de Ciencias Forestales – Quebracho. Diciembre, 2007. vol. 14. no. 1., p. 49. (Recuperado en 12 agosto 2016). Disponible en: <http://habitatydesarrollo.org/documentos/Deforestacion.pdf>

Luego, se aplicaron las ecuaciones 3 y 4, empleadas por el IDEAM¹⁰², para el cálculo de indicadores de deforestación en Colombia:

En primer lugar, se mide el cambio anual de cobertura para los bosques a través de la ecuación 3, usada por la FAO. El resultado se expresa como una proporción (%) de la superficie ocupada por el bosque al inicio del período.

$$TD_{F_{jt1-2}} = \left[\left(\frac{SCBE_{jt2}}{SCB_{jt1}} \right)^{\left(\frac{1}{T2-T1} \right)} - 1 \right] \times 100 \quad (3)$$

Dónde;

$TD_{F_{jt1-2}}$ = Tasa anual de deforestación FAO, para la unidad espacial de referencia j, entre un momento inicial t1, y un momento final t2 (porcentaje).

SCB_{jt1} = Superficie cubierta con bosque natural en la unidad espacial de referencia j en el momento de tiempo t1 (hectáreas).

$SCBE_{jt2}$ = Superficie de la unidad espacial de referencia j que habiendo estado cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t1 permanece cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t2 (hectáreas).

T2 y T1 = Momentos de tiempo t1 y t2.

Puyravaud¹⁰³, revela que la ecuación de la FAO compara arbitrariamente el área deforestada con la original, como consecuencia, subestima la tasa anual de deforestación, por este motivo, propone la ecuación 4, equivalente a la tasa utilizada para cálculos financieros de interés compuesto. Esta constituye la segunda tasa aplicada por el IDEAM, y como lo expone Cabrera¹⁰⁴, es ampliamente usada a nivel mundial, debido a que expresa de manera adecuada la conversión en áreas boscosas, incluso, es utilizada para el cálculo de indicadores de cambio en diferentes coberturas a nivel nacional.

$$TD_{P_{jt1-2}} = \left[\left(\frac{1}{(T_2 - T_1)} \right) \times \ln \left(\frac{SCBE_{jt2}}{SCB_{jt1}} \right) \right] \times 100 \quad (4)$$

¹⁰² CABRERA E. *et al.* Memoria Técnica: Cuantificación de la tasa de deforestación para Colombia, Período 1990-2000, 2000-2005. Bogotá D.C.: IDEAM. 2011. p. 21

¹⁰³ PUYRAVAUD. Op. cit., p. 592.

¹⁰⁴ CABRERA, *et al.* Op. cit., p. 10.

Donde;

$TD_{P_{jt1-2}}$ = Tasa anual de deforestación propuesta por Puyravaud para la unidad espacial de referencia j, entre un momento inicial t1, y otro final t2 (porcentaje).

SCB_{jt1} = Superficie cubierta con bosque natural en la unidad espacial de referencia j en el momento de tiempo t1 (hectáreas).

$SCBE_{jt2}$ = Superficie de la unidad espacial de referencia j que habiendo estado cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t1 permanece cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t2 (hectáreas).

T2 y T1 = Momentos de tiempo t1 y t2.

Para Puyravaud¹⁰⁵, la tasa TD_P es más significativa en estudios de biodiversidad y presenta valores más altos que la propuesta por la FAO cuando la deforestación es considerablemente alta, una forma de expresar matemáticamente este comportamiento es mediante la ecuación 5, si los resultados son mayores a (0) se corrobora la afirmación anterior.

$$R_{PF} = \left(\frac{TD_P - TD_F}{TD_P} \right) \times 100 \quad (5)$$

Donde;

R_{PF} = Relación entre las tasas de deforestación propuestas por la FAO y Puyravaud (porcentaje).

TD_P = Tasa anual de deforestación propuesta por Puyravaud (porcentaje).

TD_F = Tasa anual de deforestación FAO (porcentaje).

Las tasas de deforestación fueron calculadas para los bosques maduros, con el objeto de medir las consecuencias sobre su superficie original. De igual forma, se aplicaron las formulas, para medir el cambio de superficie en la vegetación secundaria, ya que esta cumple el rol de relevo en las áreas deforestadas; finalmente se evaluó el conjunto bosque-vegetación secundaria alta, para ofrecer un balance neto de las coberturas de importancia ecológica y forestal.

5.4.2 Análisis multitemporal de cambio de coberturas. De acuerdo con González y Romero¹⁰⁶, a partir del conocimiento espacial de los cambios en las coberturas de la tierra a través de distintos periodos (análisis multitemporal), es

¹⁰⁵ PUYRAVAUD. Op. cit., p. 592.

¹⁰⁶ GONZÁLEZ Y ROMERO. Op. cit., p. 50.

posible realizar la lectura de diferentes escenarios en un tiempo y espacio determinado, para identificar los niveles de estado y presión sobre los ecosistemas. Mediante cruce cartográfico en el software ArcGIS¹⁰⁷, se determinaron y midieron las transiciones entre las diferentes unidades de cobertura, y se elaboraron mapas temáticos de pérdida (área sustituida por otro tipo de cobertura), persistencia (área que no presenta cambios durante la temporalidad) y ganancia (incremento del área en la unidad de cobertura), para el bosque, vegetación en transición, pastos y mosaicos.

En la presentación de resultados para cada temporalidad, se utilizó la metodología adaptada por González y Romero¹⁰⁸, originalmente manejada por el Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos ilícitos (SIMCI) de la oficina de las Naciones Unidas Contra la Droga y el Delito (UNODC). La metodología se basa en la organización de los datos de cambios y persistencia en un cuadro de doble entrada, donde la primera columna y la primera fila es ocupada, respectivamente, por las coberturas de la primer y segunda temporalidad (Cuadro 1)

Cuadro 1. Aplicación de la metodología del Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos Ilícitos, para el análisis multitemporal de cambios de cobertura de la tierra.

COBERTURA Temp. 2	Cobertura A	Cobertura B	Cobertura C	Cobertura D	Total, Temp. 1	Pérdida a Temp. 2	% de pérdida a Temp. 2
COBERTURA Temp. 1	Cobertura A	Cobertura B	Cobertura C	Cobertura D			
Cobertura A							
Cobertura B							
Cobertura C							
Cobertura D							
Total, Temp. 2					Superficie total del área de estudio.		
Ganancia a Temp. 2							
% de ganancia a Temp. 2							

Persistencia
 Sin transición o cambio
 Cambio (en hectáreas)

Fuente: GONZÁLES, Luis y ROMERO, Ángela. Análisis multitemporal de los cambios de la cobertura de la tierra e influencia del cultivo de palma en el territorio del municipio de Villanueva Casanare.

¹⁰⁷ ENVIROMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). ArcGIS [software sistema de información geográfica] Versión 10.3.1 Estados Unidos. Recuperado de: www.esri.com.

¹⁰⁸ GONZÁLEZ y ROMERO. Op. cit., p. 51.

5.5 FASE 5 - ANALISIS DE FRAGMENTACIÓN.

Para Kattan y Murcia¹⁰⁹, la fragmentación de los bosques nativos, es una perturbación que consiste en el cambio de masas arbóreas originalmente continuas, en fragmentos remanentes de diferentes tamaños y más o menos separados entre sí. La fragmentación ocurre en todos los bosques nativos del mundo

El análisis de fragmentación se realizó para una sola unidad conformada por el bosque de galería, bosque denso alto, bajo y vegetación secundaria alta, considerando que no existe una barrera física entre los mismos para realizar un análisis individual.

5.5.1 Análisis fractal. Según Badii y Landeros¹¹⁰, como efecto de la fragmentación, un hábitat se fracciona en pequeños parches con una capacidad productiva inferior a la original. Existen métricas que permiten cuantificar los patrones espaciales y la configuración de paisaje. Con base a los mapas de cobertura de la tierra generada para los años 1971, 1986, 2002 y 2015, se realizó el análisis fractal o geométrico de fragmentación, aplicando el software FRAGSTATS¹¹¹. En cada escenario fueron calculadas métricas de fragmentación en los niveles parche, clase y paisaje.

5.5.1.1 Métricas de parche. Aplican mediciones a cada uno de los fragmentos del conjunto bosque.

5.5.1.1.1 *Área del parche.* Mide el área de cada fragmento perteneciente a la unidad ecosistémica evaluada, permite la comparación de los valores medios, máximos y mínimos, para las diferentes temporalidades. El valor es inicialmente calculado en metros cuadrados, sin embargo, McGarigal y Marks¹¹² aplican el factor de conversión dentro de la ecuación 6, para expresar el resultado en hectáreas.

$$AP = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right) \quad (6)$$

¹⁰⁹ KATTAN, Gustavo and MURCIA, Carolina. A Review and Synthesis of Conceptual Frameworks for the Study of Forest Fragmentation. Citados por BUSTAMANTE, y GREZ. Op. cit., p 4.

¹¹⁰ BADII Y LANDEROS. Op. cit., p. 36.

¹¹¹ MCGARIGAL, Kevin. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure (FRAGSTATS). Programmers: MARKS Barbara, HOLMES Christopher, and ENE Edward. Version 3.3, Build 5. [online]. Available from internet: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html

¹¹² MCGARIGAL, Kevin and. MARKS, Barbara. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. [Online]. Colorado: Forest Science Department. Oregon State University. U.S. Forest Service General Technical Report. 1994. p. 85. (cited 5 June 2016). Available from Internet: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>

Dónde;

AP = Área del parche (hectáreas).
 aij = área ocupada por el fragmento ij (metros cuadrados).

5.5.1.1.2 *Distancia euclidiana al vecino más cercano.* Según McGarigal y Marks¹¹³ la distancia euclidiana expresa la longitud entre los bordes más próximos entre el mismo tipo de fragmentos, es muy relevante para evaluar la conectividad entre parches y establecer áreas susceptibles a la conservación, como los corredores biológicos. Se determina aplicando la ecuación 7.

$$DE = hij \quad (7)$$

Dónde;

DE = Distancia euclidiana al vecino más cercano (metros).
 hij = Distancia (metros) del parche ij al parche más cercano de la misma clase, basado en la distancia de borde a borde.

5.5.1.2 Métricas de clase. En este caso se aplican siete (7) índices de fragmentación a la unidad Bosque, anteriormente descrita, considerada como, la de mayor importancia en términos ecológicos.

5.5.1.2.1 *Área total.* Esta métrica establece el área ocupada por todos los parches de una misma clase, dentro del paisaje. Se determina aplicando la ecuación 8, propuesta por McGarigal y Marks¹¹⁴.

$$At = \sum_1^n aij \left(\frac{1}{10.000} \right) \quad (8)$$

Dónde;

At = Superficie total de la clase (hectáreas).
 a_{ij} = Área de cada parche (metros cuadrados)
 ni = Número total de parches en la clase evaluada.

¹¹³ MCGARIGAL and MARKS. Op. cit., p. 82.

¹¹⁴ Ibid., p. 86

5.5.1.2.2 *Número de fragmentos.* Indica la cantidad de parches que posee una determinada clase dentro del área objeto del análisis. Se determina mediante la ecuación 9.

$$Nf = ni \quad (9)$$

Donde;

Nf = Número de fragmentos.
 ni = cantidad total de parches de la unidad ecosistémica evaluada.

5.5.1.2.3 *Densidad de fragmentos.* McGarigal y Marks¹¹⁵ manifiestan que presenta la misma utilidad indicadora que el número de fragmentos, pero es un valor relativo que permite contrastar territorios de tamaños desiguales.

La ecuación 10, expresa el número de fragmentos por unidad de superficie y puede referirse al mosaico o a la categoría. Una clase, con mayor densidad de parches, se encuentra más fragmentada.

$$Df = \frac{ni}{A} * 10.000 * 100 \quad (10)$$

Donde;

Df = Densidad de fragmentos (número de fragmentos en 100 hectáreas)
 ni = Número de fragmentos.
 A = Área total del paisaje (metros cuadrados).

5.5.1.2.4 *Densidad de borde.* Según Badii y Landeros¹¹⁶, corresponde a la relación entre la suma total de los segmentos de borde de los parches del hábitat de interés y el área total del paisaje (ecuación 11). El incremento de la densidad de borde se relaciona con la reducción en el tamaño de los fragmentos o división de fragmentos grandes en pequeños y para González y Romero¹¹⁷ su acción continua genera un incremento de la superficie de las áreas limítrofes hacia los núcleos y por consiguiente el efecto de borde.

$$Db = \frac{\sum_{k=1}^{m'} eik}{A} * 10.000 \quad (11)$$

¹¹⁵ MCGARIGAL and MARKS. Op. cit., p. 87.

¹¹⁶ BADIÍ y LANDEROS. Op. cit., p. 34.

¹¹⁷ GONZÁLEZ y ROMERO. Op. cit., p. 53.

Donde;

- Db = Densidad de borde (metros por hectárea)
 eik = Longitud de todos los segmentos de borde de los fragmentos de la clase evaluada (metros).
 A = Área total del paisaje (metros cuadrados)
 m' = Número total de segmentos de borde.

5.5.1.2.5 *Radio de giro medio*. Expresa la distancia promedio entre cada celda de un parche y su centroide. Se calcula a partir de la ecuación 12, presentada por McGarigal y Marks¹¹⁸, quienes manifiestan que asume valores iguales a cero, cuando el parche se compone de una sola celda y aumenta sin límite, de la misma forma que el parche incrementa su tamaño.

$$Rgm = \frac{\sum_1^{ni} \sum_1^z \frac{h_{ijr}}{z}}{ni} \quad (12)$$

Donde;

- Rgm = Radio de giro medio (metros)
 h_{ijr} = Distancia entre celdas ijr y el centroide del parche ij al cual pertenecen (metros)
 Z = Número de celdas en el parche ij .
 ni = Número total de parches en la clase evaluada.

Según González y Romero¹¹⁹, el radio de giro tiene relación con la distancia media que un organismo puede moverse y aparecer en los límites de un fragmento, sin embargo, es más frecuentemente usado para describir la longitud desde los núcleos hasta los bordes de cada parche, así, cuando el índice disminuye, representa los efectos directos de la fragmentación.

5.5.1.2.6 *Índice de forma*. Se determina aplicando la ecuación 13; para Mas y Correa¹²⁰, evalúa la complejidad de la forma de los fragmentos, expresada como la

¹¹⁸ MCGARIGAL and MARKS. Op. cit., p. 95.

¹¹⁹ GONZÁLES y ROMERO. Op. cit., p. 53.

¹²⁰ MAS, Jean François y CORREA, Jorge. Análisis de fragmentación del paisaje del área protegida- Los Petenes-Campeche. México. [En línea]. En: Investigaciones Geográficas. 2000. vol. 43. no. 1., p. 49. (Recuperado en 9 septiembre 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n43/n43a4.pdf>

relación entre el perímetro de un parche y el de un círculo de igual superficie. según Echeverry y Rodríguez¹²¹, el índice de forma tiene como valor la unidad cuando el parche es circular e incrementa mientras la forma del mismo es más compleja.

$$If = \frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad (13)$$

Donde;

- If = Índice medio de forma.
 p_{ij} = Perímetro de parche ij (metros)
 a_{ij} = Área del parche ij (metros cuadrados).

5.5.1.2.7 *Índice de dimensión fractal.* Originalmente, éste índice describe una relación invariable en la escala de observación, entre el perímetro y la superficie de un objeto como lo indica la ecuación 14.

$$Idf = \frac{2\ln(0,25p_{ij})}{\ln(a_{ij})} \quad (14)$$

Dónde;

- $Imdf$ = Índice medio de dimensión fractal.
 p_{ij} = Perímetro del parche ij (metros).
 a_{ij} = Área del parche ij (metros cuadrados)

De acuerdo con Echeverry y Rodríguez¹²² la dimensión fractal asume valores entre uno (1) y dos (2), los valores cercanos a uno, representan las formas geométricas sencillas con perímetros muy simples como círculos o rectángulos. Los valores se acercan a dos, mientras las formas se vuelven más complejas.

5.5.1.3 Métricas de paisaje. Las métricas de paisaje se calculan para el mosaico de parches completo, representando los valores de diversidad ecosistémica necesarios para definir la heterogeneidad del área en estudio.

¹²¹ ECHEVERRY, Mauricio y RODRÍGUEZ, John. Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y sub húmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda, Colombia. [En línea]. En: Scientia Et Technica. Mayo, 2006. vol. 12, no.30., p. 302. (Recuperado en 27 agosto 2016). Disponible en: <http://media.utp.edu.co/cieblog/archivos/bosque-seco-tropical/articulo-revista-utp.pdf>

¹²² *Ibid.*, p. 407

5.5.1.3.1 *Índice de diversidad de Shannon.* De acuerdo con Varga y Vila¹²³ este índice hace referencia a la diversidad en composición y estructura del paisaje, su valor absoluto es bastante significativo para comparar diferentes paisajes y un mismo paisaje en diferentes momentos temporales. El índice de diversidad de Shannon se determina aplicando la ecuación 15, toma valores altos cuanto más heterogéneo es el paisaje.

$$IdS = - \sum_1^m (p_i - \ln p_i) \quad (15)$$

Dónde;

IdS = Índice de diversidad de Shannon (sin unidades)
p_i = Proporción del paisaje ocupado por la clase o unidad ecosistémica *i*.
m = Número total de clases presentes en el paisaje.

De acuerdo con McGarigal y Marks¹²⁴, el índice de Shannon es igual a cero, cuando el paisaje tiene solamente un parche (no existe diversidad) y aumenta con mayor número de unidades ecosistémicas y con una distribución proporcional más equilibrada entre las mismas.

5.5.1.3.2 *Índice de diversidad Uniforme de Shannon.* Se refiere a la uniformidad o dominancia tomando como punto de referencia el índice de Shannon. Habrá más uniformidad a medida que su valor se acerque a uno (1). Se calcula a partir de la ecuación 16, varía entre cero (0) y uno (1); según Peña¹²⁵ alcanza su máximo valor cuando todas las clases alcancen la misma proporción.

$$IduS = \frac{- \sum_1^m (p_i - \ln p_i)}{\ln m} \quad (16)$$

¹²³ VARGA, Diego y VILA, Josep. Ecología del paisaje y sistemas de información geográfica ante el cambio socioambiental en las áreas de montaña mediterránea. Una aproximación metodológica al caso de los valles d'Hortmoier y Sant Aniol. [En línea]. En: Revista Internacional de Ciencias Sociales. 2005. vol.67. no. 2., p. 57 (Recuperado en 23 Julio 2016). Disponible en: <http://revistas.um.es/areas/article/view/128011>

¹²⁴ MCGARIGAL and MARKS. Op. cit., p. 124.

¹²⁵ PEÑA, F, *et al.* Dinámica del paisaje para el período 1980–2004 en la cuenca costera del lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. [En línea]. En: Ecología austral. 2006. vol. 11. no. 1., p. 18 (Recuperado en 7 septiembre 2016). Disponible en: http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/34647241/1f0296fcb5.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAJ56TQJRTWSMTNPEA&Expires=1484675252&Signature=xSc%2Fd%2Bt9bHC0%2BZSncw5zQoEWWbQ%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DDinAemica_del_paisaje_para_el_perlodo_198.pdf

Dónde;

$IduS$ = Índice de diversidad uniforme de Shannon (sin unidades)
 p_i = Proporción del paisaje ocupado por la clase i .
 m = Número de clases presentes en el paisaje.

5.5.2 Análisis espacial de la fragmentación. De acuerdo con González y Romero¹²⁶ consiste en evaluar la continuidad espacial de los elementos que componen la estructura de un paisaje. Para realizar el análisis espacial se consideró como una misma unidad a los bosques y la vegetación secundaria alta, la evaluación, se llevó a cabo mediante el Sistema Automatizado para el Análisis Geocientífico (*SAGA System for Automated Geoscientific Analyses*¹²⁷) el cual, implemento el método introducido por Riitters, *et al.*¹²⁸.

De acuerdo a Vargas¹²⁹, mediante el uso de una ventana de evaluación, este método realiza un barrido sobre el ráster cuyos pixeles contienen la información de las coberturas, con el objeto de definir un grado de fragmentación, tomando como referencia la cantidad y posición de las celdas contiguas a las de bosque. El primer paso consiste en determinar la densidad (Pf) que corresponde a la proporción de celdas que, dentro de la ventana, pertenecen a bosque, y en segundo lugar se mide la conectividad (Pff), que corresponde a los pares de celdas que incluyan al menos una con bosque, dispuestos únicamente sobre los puntos cardinales.

Como lo menciona Vargas¹³⁰ las categorías iniciales se clasifican en: *Interior*, para la cual la probabilidad de densidad es igual a 100%; *Parche*, se ubica en el rango de probabilidad de densidad menor a 40%; *Transición*, con valores de probabilidad de densidad en el rango entre 40 y 60%; *Borde*, maneja dos criterios, probabilidad de densidad mayor a 60% y la diferencia entre densidad y conectividad mayor a 0; *Perforado*, probabilidad de densidad igual al borde, pero con diferencia entre densidad y conectividad menor a 0; *Indeterminada*, probabilidad de densidad igual a probabilidad de conectividad.

¹²⁶ GONZÁLES y ROMERO. Op. cit., p. 50.

¹²⁷ CONARD, O, *et al.* System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. 2015 Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015. [Online]. Available from internet: <http://www.geosci-model-dev.net/8/1991/2015/gmd-8-1991-2015.html>.

¹²⁸ RIITERS Kurt, *et al.* Global-scale patterns of forest fragmentation. [Online] In: Ecology and Society, November. 2000. vol. 4. no. 2., p. 13. (cited 3 June 2016). Available from Internet: <http://www.ecologyandsociety.org/vol4/iss2/art3/>

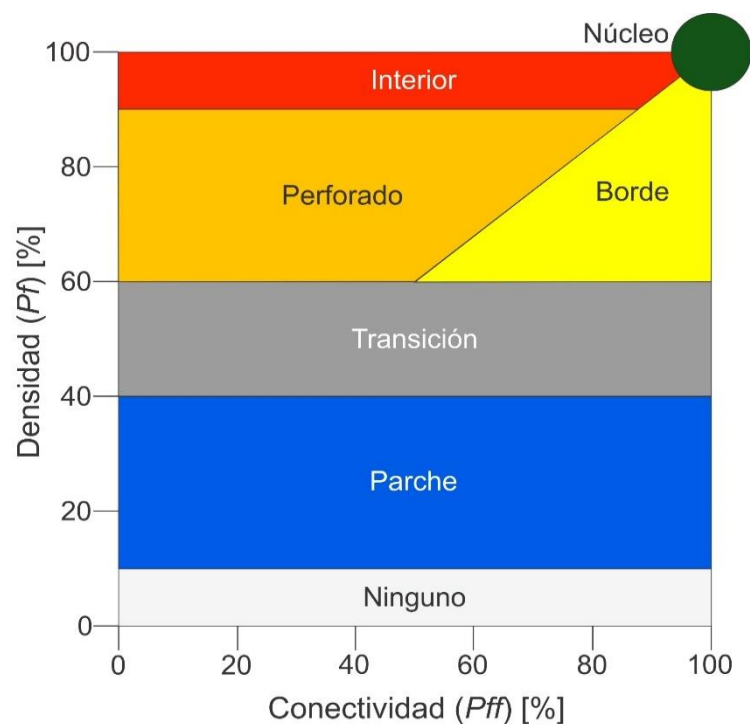
¹²⁹ VARGAS, Victoriano. Op. cit., p. 50.

¹³⁰ *Ibíd.* p.59.

Adicionalmente Riitters *et al.*¹³¹, diferencia entre la categoría de Interior con una probabilidad de densidad superior a 90% y las celdas de Núcleo con una probabilidad de densidad de 100% (ver figura 21).

Para el presente trabajo, el análisis de la fragmentación a nivel espacial, fue soportado con valores de pérdida, ganancia y persistencia entre las temporalidades, para las distintas categorías, mediante el uso del cuadro expuesto en el numeral 5.4.2 , adicionalmente se generó la cartografía para los cambios ocurridos a nivel de núcleo, para las tres temporalidades parciales y el período total.

Figura 22. Relación de las categorías de fragmentación determinadas por el Sistema de Información Geográfica SAGA.



Fuente: Adaptado de RIITTERS, *et al.* por VARGAS, Victoriano. 2015

5.6 FASE 6. DESCRIPCIÓN DE LAS ACCIONES ANTRÓPICAS QUE PARTICIPARON EN LOS PROCESOS DE CAMBIO.

En esta fase se presenta una revisión de la información obtenida en cada uno de los anteriores análisis, realizando un enfoque a la relación existente entre deforestación, fragmentación y pérdida de diversidad biológica con las actividades antrópicas registradas para el área de estudio. La descripción debe incluir una

¹³¹ RIITTERS *et al.* Citados por VARGAS. Op. cit., p. 34.

perspectiva global que permita establecer la relación desde las acciones generadas por el estado hasta las repercusiones a nivel local sobre el uso del suelo.

Como análisis, final se revisó el cambio a nivel de superficie y categorías de fragmentación de las áreas de bosque que fueron desconectados del hábitat de mayor tamaño, como consecuencia de la construcción de la vía Troncal del Magdalena, para conseguir esta meta se subdividió el área de estudio conservando la delimitación descrita con anterioridad e incluyendo como barrera física la carretera construida en el período 1971-1986.

La construcción de la vía, se realizó con el objeto de comunicar al interior del país con la costa caribe, sin embargo, no se tuvieron en cuenta las afectaciones que se generan al provocar cambio en las actividades económicas, y la presión resultante sobre los bosques, en otras palabras, no se consideró un estudio de impacto ambiental que pronosticara el deterioro que causaría al ecosistema.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Siguiendo la descripción presentada por el Ministerio de Agricultura en la Resolución 238 de 1961, fueron digitalizados los ríos del año 1971 como límites naturales para el área de estudio, de igual forma, se construyeron los límites imaginarios de acuerdo a las coordenadas geográficas definidas. Se determinó que la superficie total de la región Carare–Opón es de 138.949,73 hectáreas con un perímetro de 218.605 metros.

6.1 UNIDADES DE COBERTURA DE LA TIERRA

A continuación, se relacionan las coberturas identificadas para el área de estudio, el Anexo C presenta una descripción detallada sobre los patrones utilizados para delimitarlas.

6.1.1 Territorios artificializados. De acuerdo con el IDEAM¹³² esta categoría comprende aquellas áreas de las poblaciones y sus periferias que se encuentran en proceso gradual de incorporación a la urbanización o de cambio en el uso del suelo hacia fines comerciales, industriales, de servicios y recreativos.

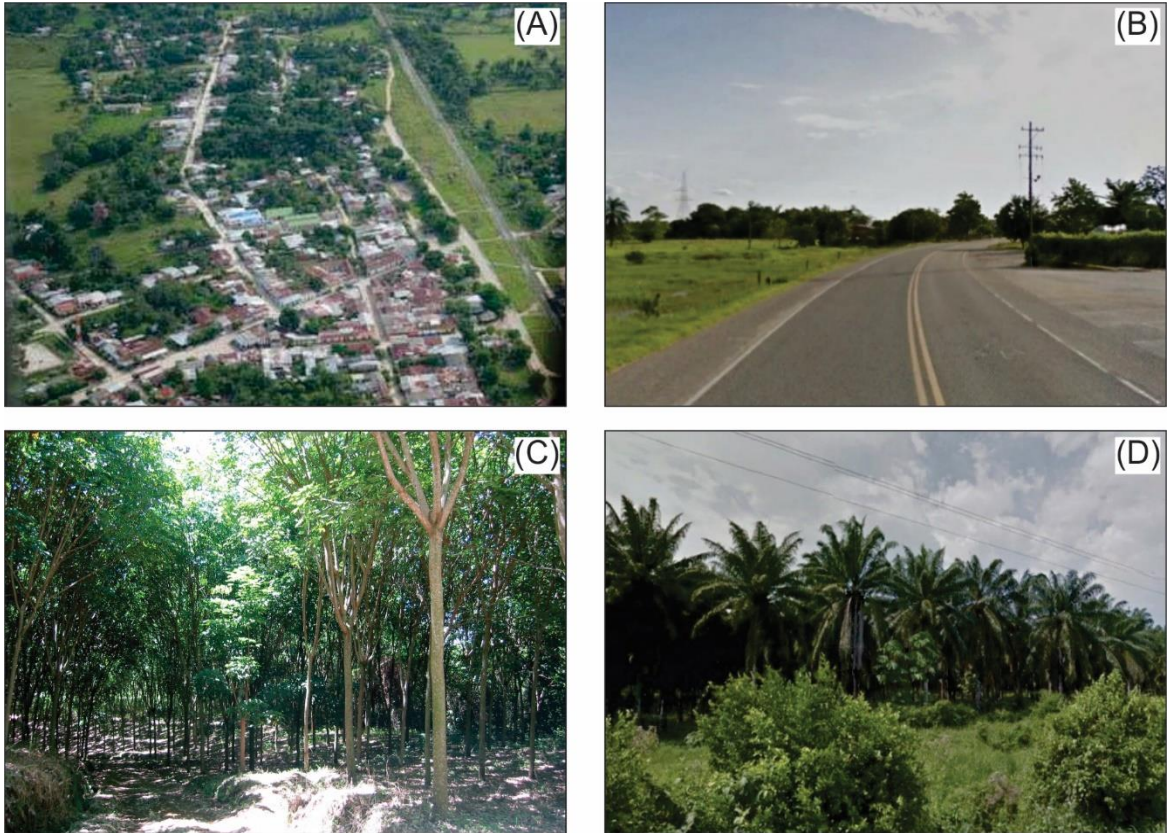
6.1.1.1 Tejido urbano discontinuo. Dentro del área de estudio se encuentran dos importantes centros poblados, el municipio de Puerto Parra (Figura 23 A) y el corregimiento de Campo capote, estos fueron considerados como tejido urbano discontinuo, debido a que constituyen espacios constituidos por edificaciones y zonas verdes. Las edificaciones, vías e infraestructura construida cubren la superficie del terreno de manera dispersa y discontinua.

6.1.1.2 Red vial, ferroviaria y terrenos asociados. Fueron cartografiadas las vías con un ancho mayor a 30 metros, incluyendo instalaciones conexas como andenes o estaciones de servicios. La red vial representó un papel muy importante como impulsador de cambio en el uso del suelo para el ecosistema del Magdalena Medio. Dentro de la red vial sobresale la presencia de la Ruta Nacional 45, mejor conocida como Troncal del Magdalena (Figura 23 B) que comunica al interior del país con la costa Caribe. La construcción de esta vía ocurrió dentro del período de estudio 1971-1986.

6.1.1.3 Aeropuerto sin infraestructura asociada. Se localiza en el sector sur-oeste del área de estudio, incluye una pista de aterrizaje y no presenta edificios u otro tipo de infraestructura asociada.

¹³² INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Op. cit., p. 13.

Figura 23. Coberturas de origen antrópico: (A) Tejido urbano discontinuo en el municipio de Puerto Parra, Santander, (B) Infraestructura vial entre Puerto Araujo y La Rocheta. Troncal del Magdalena, (C) Cultivo de caucho y (D) Cultivo de palma de aceite al norte del municipio de Puerto Parra.



Fuente: (A) VARGAS, Gladys. 2013. (B) PAGE, Larry y BRIN, Serguéi. Google Maps. 2016. (C) ESTUPIÑAN, Omar Johany. 2015 y (D) autores.

6.1.2 Territorios agrícolas. Para el IDEAM¹³³, esta categoría incluye las tierras en las cuales se producen alimentos, fibras y otras materias primas industriales, ya sean que se encuentren ocupados por cultivos, pastos en rotación y en descanso o barbecho.

6.1.2.1 Otros cultivos permanentes arbóreos. Esta categoría corresponde a las áreas plantadas de caucho (*Hevea brasiliensis*) principalmente localizadas hacia la parte central del área de estudio (Corregimiento de Campo Capote) (Figura 23 C); en 2003 mediante el convenio de CORMAGDALENA, la Universidad Francisco José de Caldas y la Corporación de Desarrollo y Paz, se formuló, el plan de desarrollo

¹³³ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Op. cit., p. 21.

forestal para la reactivación del proyecto de la región Carare-Opón. El cual tenía como objetivo, “generar una opción de desarrollo sostenible entorno a la actividad forestal, como alternativa de mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes ubicados en el área de estudio”¹³⁴, como resultado, se plantaron cerca de 600 Hectáreas que beneficiaron a 120 familias de forma directa.

6.1.2.2 Palma de aceite. Cobertura compuesta por cultivo de palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.), planta perenne de tronco solitario y hojas pinnadas, perteneciente a la familia Arecaceae que puede alcanzar alturas de hasta 12 m. Localizada en el sector norte del área de estudio (Figura 23 D), se caracteriza por presentar formas geométricas en su superficie.

6.1.2.3 Pastos limpios. Áreas pecuarias, de origen antrópico, en las cuales las prácticas de manejo impiden la presencia y desarrollo de otras coberturas. Manifiestan un elevado crecimiento especialmente en el sector norte de la región (Figura 24 A) no obstante, es muy frecuente en toda el área de estudio.

6.1.2.4 Pastos arbolados. Son aquellas áreas de potreros con presencia de árboles distribuidos de forma dispersa, la cobertura de los árboles es mayor al 30% y menor al 50% de la superficie total de la unidad (Figura 24 B). Son más fáciles de identificar en las fotografías aéreas, sin embargo, la disposición de los píxeles de diferentes valores hace posible su discriminación en las imágenes satelitales.

6.1.2.5 Pastos enmalezados. Son áreas de pastos que, por presentar escasas prácticas de manejo u ocurrencia de abandono, inician un proceso de sucesión formando asociaciones de pastos y malezas o vegetación secundaria (Figura 24 C).

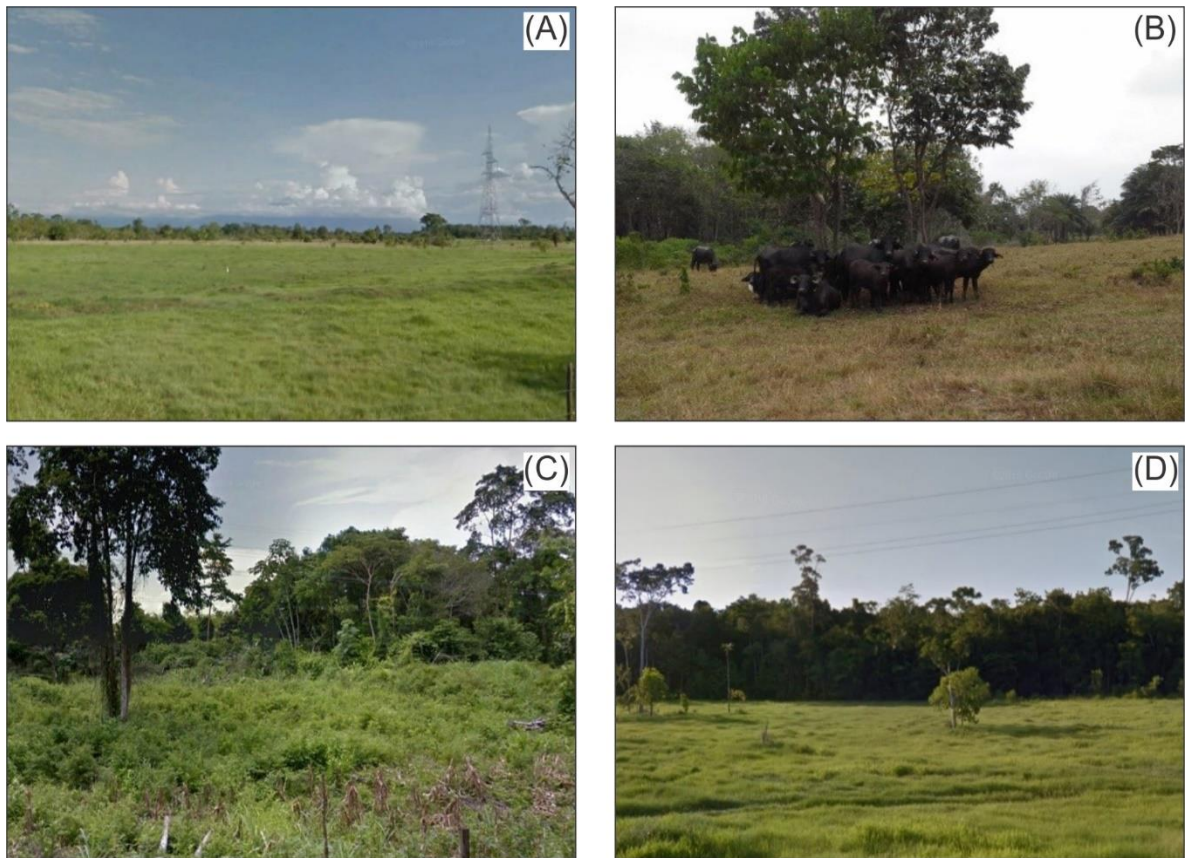
6.1.2.6 Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales. Constituye la combinación entre áreas naturales, cultivos y pastos que no alcanzan por separado la unidad mínima cartografiada. Esta cobertura solo fue encontrada para el año 1971 sobre las riveras de los ríos, en los años posteriores, no se identificó cultivos debido al limitado nivel de detalle que ofrecen las imágenes satelitales.

6.1.2.7 Mosaico de pastos con áreas naturales. Cuando áreas naturales y pastos aparecen mezclados de forma heterogénea y no es posible digitalizarlos por separado, ya sea por la dificultad para establecer un límite o porque no alcanzan la

¹³⁴ UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS. Op. cit., p 34.

unidad mínima cartografiable, reciben el nombre de Mosaico. Estos se localizan dispersos en todo el área de estudio.

Figura 24. Coberturas bajo influencia humana: (A) Pastos limpios; (B) pastos arbolados, municipio de Puerto Parra, Santander, (C) pastos enmalezados y (D) cobertura de origen natural, borde del bosque denso alto de tierra firme, en el municipio de Cimitarra, Santander.



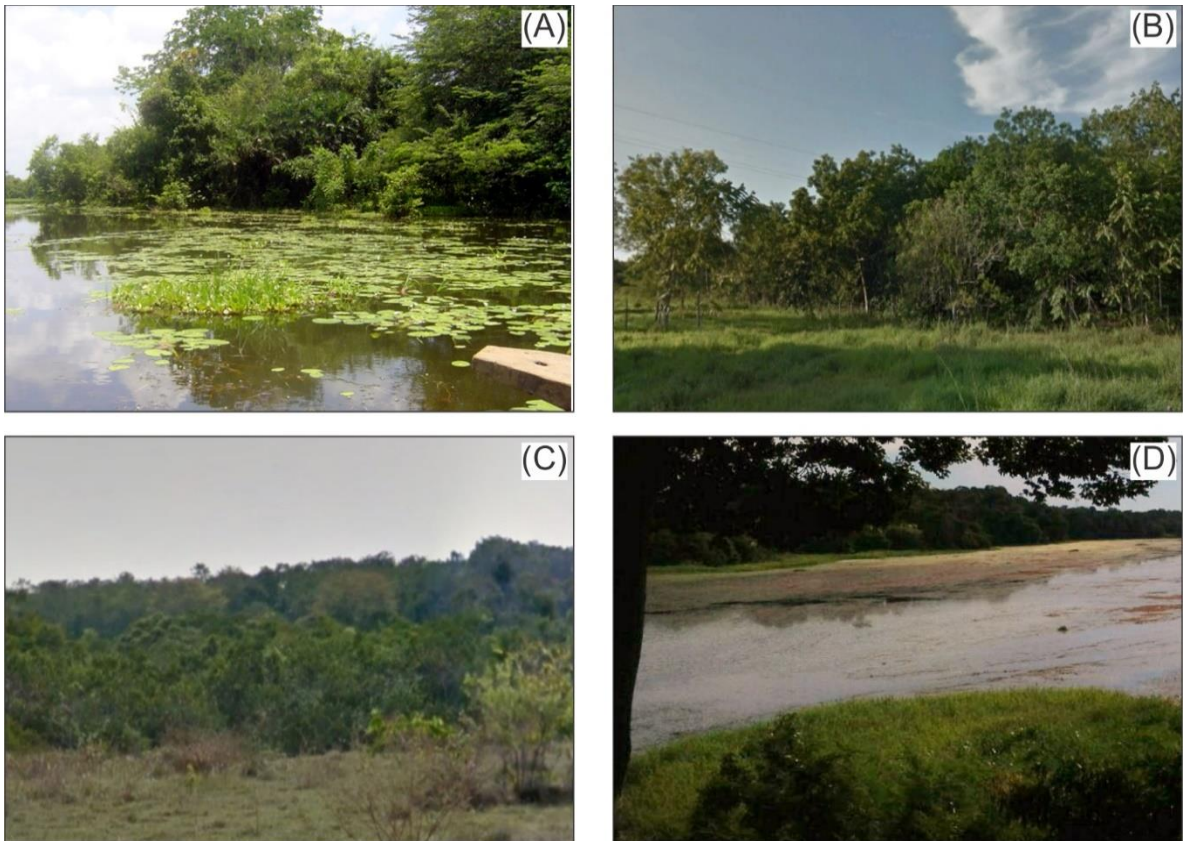
Fuente: (A) (C) y (D) PAGE, Larry y BRIN, Serguéi. Google maps. 2016. (B) ESTUPIÑAN, Omar Johany. 2015.

6.1.3 Bosques y áreas seminaturales. De acuerdo con el IDEAM¹³⁵, esta categoría comprende las coberturas de tipo boscoso, arbustivo y herbáceo, desarrolladas sobre distintos tipos de suelos y diferentes pisos altitudinales que son el resultado de procesos climáticos. Asimismo esta categoría incluye los terrenos desnudos y afloramientos rocosos y arenosos, producto de la ocurrencia de procesos naturales o inducidos de degradación.

¹³⁵ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Op. cit., p. 39.

6.1.3.1 Bosque denso alto de tierra firme. Es la cobertura natural mas importante para el ecosistema por su contribucion a la biodiversidad, y los servicios ambientales que presta como la regulaci3n climática, el secuestro de carbono, ciclaje de nutrientes y control de erosion, entre otros, de igual manera el aprovechamiento sostenible de los bienes del bosque ofrecería grandes posibilidades económicas. Sin embargo ha sufrido fuertes transformaciones en las ultimas décadas, provocando que sus atributos ecol3gicos disminuyeran en gran medida, al perder gran parte de su extensi3n e incrementar áreas limitrofes con la matriz de pastos (Figura 24 D).

Figura 25. Coberturas de origen natural: (A) bosque de galería en Puerto Parra, Santander. (B) formaci3n de vegetaci3n secundaria alta, y (C) vegetaci3n secundaria baja, en el municipio de Cimitarra, Santander y (D) bancos de arena junto al río Carare.



Fuente: (A) y (D) ESTUPIÑAN, Omar Johany. 2015. (C) y (B) PAGE, Larry y BRIN, Serguéi. Google Maps. 2016.

6.1.3.2 Bosque denso bajo de tierra firme. Este tipo de cobertura ocupa una pequeña porci3n en el sector norte del área de estudio, su composici3n es claramente de un bosque homogéneo y se encuentra en transici3n ecotonal con el bosque denso alto. Su identificaci3n es más sencilla con el uso de aerofotografías.

6.1.3.3 Bosque de galería y ripario. Constituye aquellas formaciones de bosque localizadas en los márgenes de los cuerpos de agua, y que alcanzan continuidad y espesor mayor a 50 metros. (Figura 25 A). Se localizan principalmente en las llanuras aluviales y colinas bajas del área de estudio.

6.1.3.4 Herbazal denso inundable no arbolado. Este tipo de cobertura se encuentra en el sector norte del área de estudio, sus características se derivan de la influencia de los cuerpos de agua adyacentes. Son fácilmente reconocibles en imágenes satelitales, donde la combinación adecuada de las bandas espectrales permite establecer límites con las demás coberturas.

6.1.3.5 Herbazal denso inundable arbolado. Corresponde a áreas de herbazal con presencia de árboles dispersos, que ocupan del 20% al 30 % de la unidad, permanecen la mayor parte del año inundados. No fue posible cartografiarlos en imágenes satelitales.

6.1.3.6 Vegetación secundaria alta. Corresponde a aquellas áreas donde la presión antrópica ha disminuido, para permitir el crecimiento de la cobertura vegetal por un período considerable de tiempo. Se distribuye en toda el área de estudio y se localiza principalmente hacia el borde del bosque (Figura 25 B). Las ganancias de vegetación secundaria alta, deben ser un aspecto a considerar en el planteamiento de la restauración ecológica, por su importante papel en la conectividad de los relictos de bosque maduros.

6.1.3.7 Vegetación secundaria baja. Son aquellas áreas de pastos abandonadas o partes del bosque que fueron removidas e iniciaron el proceso de sucesión (Figura 25 C). Es posible identificarlas más claramente en fotografías aéreas, sin embargo, las imágenes satelitales en composición adecuada permiten su discriminación de los pastos enmalezados y de la vegetación alta. Para los casos en los que la diferencia no es tan marcada se revisó el uso registrado para la fecha anterior, de esta manera, la estimación de la edad se utilizó como criterio de interpretación.

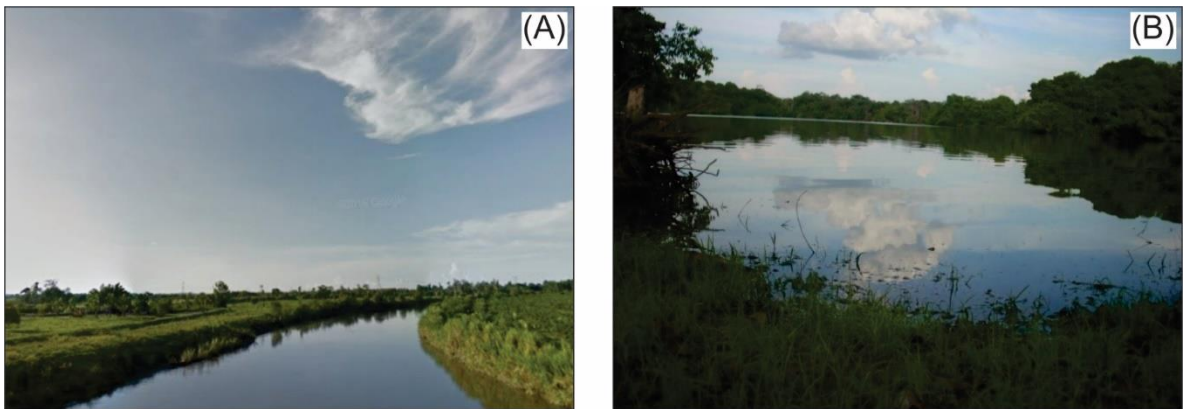
6.1.3.8 Arenales. Corresponden a depósitos de arena, localizados a la orilla de los ríos. Se forman principalmente por el transporte y descarga de sedimentos y por el cambio de curso del cauce. (Figura 25 D).

6.1.4 Superficies de agua. Según el IDEAM¹³⁶, esta categoría incluye los cuerpos y cauces de agua permanentes, intermitentes y estacionales, localizados en el interior del continente, comprende lagos, lagunas, ciénagas depósitos y estanques naturales o artificiales de agua dulce (no salina), embalses y cuerpos de agua en movimiento como los ríos y canales.

6.1.4.1 Ríos. Un río corresponde a una corriente natural de agua que fluye con continuidad, posee un caudal considerable y desemboca en el mar, en un lago o en otro río. Para el área de estudio fueron digitalizados los ríos con espesor mayor a 30 metros, correspondiendo principalmente a los ríos Carare, Guayabito y Opón (Figura 26 A).

6.1.4.2 Lagunas, lagos y ciénagas naturales. Son aquellos cuerpos de agua naturales, localizados principalmente en el sector norte del área de estudio, algunos alcanzan grandes extensiones y otros en cambio se presentan en agregaciones de pequeñas superficies (Figura 26 B).

Figura 26. Cuerpos de agua: (A) río Opón y (B) ciénaga de Chucuri, en el municipio de Puerto Parra, Santander.



Fuente: (A) PAGE, Larry y BRIN, Serguéi. Google Maps. 2016. (B) ZABALETA, Gustavo. Google Maps. 2008.

6.2 MAPAS DE COBERTURA DE LA TIERRA.

A partir de la interpretación visual de las fotografías aéreas e imágenes satelitales, se elaboraron los mapas de cobertura de la tierra para cada año, estos fueron codificados de acuerdo con las categorías CORINE Land Cover (Figuras 27, 28, 29 y 30). La cartografía constituye el insumo principal para realizar el análisis

¹³⁶ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Op. cit., p. 21.

multitemporal de cambio y fragmentación del paisaje. Adicionalmente, el Anexo F contiene la cartografía a escala 1:40.000, esta es la más cercana a la escala de trabajo que se puede alcanzar con los formatos de papel más comunes.

Se encontró que para el año 1971, la superficie del bosque denso alto de tierra firme ocupaba más del 65% del área total, y con aproximadamente 91.689 hectáreas constituía la cobertura más representativa del ecosistema Carare-Opón, en segundo lugar, pero con un área significativamente menor aparecieron los pastos limpios (20.782 has), y los pastos enmalezados (8.163 has), mientras la vegetación secundaria alta y baja comprendía 3.977 y 6.366 hectáreas respectivamente. Se identificaron 3.351 hectáreas de mosaicos, entre otras coberturas.

Para el año 1986 se evidencian cambios muy importantes en la cobertura y uso del suelo, en primer lugar, aparece la red vial cuya infraestructura ocupaba 167 hectáreas, el bosque denso alto perdió alrededor del 46,52% de su tamaño inicial (42.654 has). Los pastos, mosaicos y la vegetación en transición incrementaron su área, registrando los siguientes resultados al final del período (en hectáreas): pastos limpios 33.599, pastos enmalezados 13.840, mosaicos 12.867, vegetación secundaria alta y baja 11.710 y 9.886 respectivamente.

Los resultados para el 2002, muestran por primera vez a los pastos limpios como la cobertura que ocupa mayor superficie (42.420 has), seguida del bosque denso alto con 38.701 hectáreas (perdiendo alrededor del 21% de su área en 16 años), la vegetación secundaria baja y alta pasaron a ocupar 14.635 y 15.140 hectáreas respectivamente, los pastos enmalezados perdieron 545 hectáreas. Los mosaicos disminuyeron en un 29% de su extensión inicial, registrando 9.119 hectáreas.

En el 2015 los pastos limpios alcanzaron el 39,49% del área de estudio (54.894 has), en contraste, desaparece cerca del 14,9% del bosque denso alto (registrando un total de 33.172 has), los pastos enmalezados se redujeron a 9.844 hectáreas, la vegetación secundaria baja incrementó a 19.116 hectáreas, mientras, la vegetación secundaria alta disminuyó en un 38% su extensión y los mosaicos perdieron el 45% de su superficie (4.153 has). Para el final del período de análisis, también se identificaron 1.963 hectáreas de palma de aceite (*Elaeis guineensis Jacq.*) y 490 de otros cultivos permanentes arbóreos, representados por Caucho (*Hevea brasiliensis*).

En la Tabla 12 se presentan los colores asignados a las 20 unidades de cobertura de la tierra interpretadas en este trabajo para la región Carare-Opón, las clases corresponden a los niveles III, IV, V y VI de la nomenclatura CORINE Land Cover adaptada para Colombia. Para cada color se relaciona la composición en rojo, verde y azul; expresados en relación a 255 niveles.

La Tabla 13 contiene una descripción detallada de la superficie ocupada por las unidades de cobertura en cada uno de los diferentes momentos del tiempo, a su vez, la Tabla 14 expone el cambio neto por temporalidad. Adicionalmente, la gráfica 1 representa la evolución en superficie entre 1971 y 2015 para las coberturas naturales y de origen antrópico más importantes.

Tabla 12. Restitución coloreada para la nomenclatura CORINE Land Cover, usada en la leyenda de los mapas de cobertura de la tierra (composición rojo, verde y azul en 255 niveles)





















Código	Unidad de cobertura	Muestra	R	V	A
1.1.2	Tejido urbano discontinuo		173	0	0
1.2.2.1	Red vial y territorios asociados		225	0	0
1.2.4.2	Aeropuerto sin infraestructura asociada		255	127	127
2.2.3.1	Otros cultivos permanentes arbóreos		169	0	230
2.2.3.2	Palma de aceite		230	0	169
2.3.1	Pastos limpios		247	255	194
2.3.2	Pastos arbolados		255	219	0
2.3.3	Pastos enmalezados		235	229	115
2.4.3	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales.		87	58	0
2.4.4	Mosaico de pastos con espacios naturales		214	167	86
3.1.1.1.1	Bosque denso alto de tierra firme		0	31	0
3.1.1.2.1	Bosque denso bajo de tierra firme		10	87	52
3.1.4	Bosque de galería y ripario		0	168	132
3.2.1.1.2.1	Herbazal denso inundable no arbolado		211	255	191
3.2.1.1.2.2	Herbazal denso inundable arbolado		147	204	120
3.2.3.1	Vegetación secundaria alta		56	168	0
3.2.3.2	Vegetación secundaria baja		170	255	0
3.3.1.2	Arenales		156	156	156
5.1.1	Ríos		0	197	255
5.1.2	Lagunas, lagos y ciénagas naturales		0	92	230

Figura 27. Mapa de coberturas de la tierra para el año 1971.

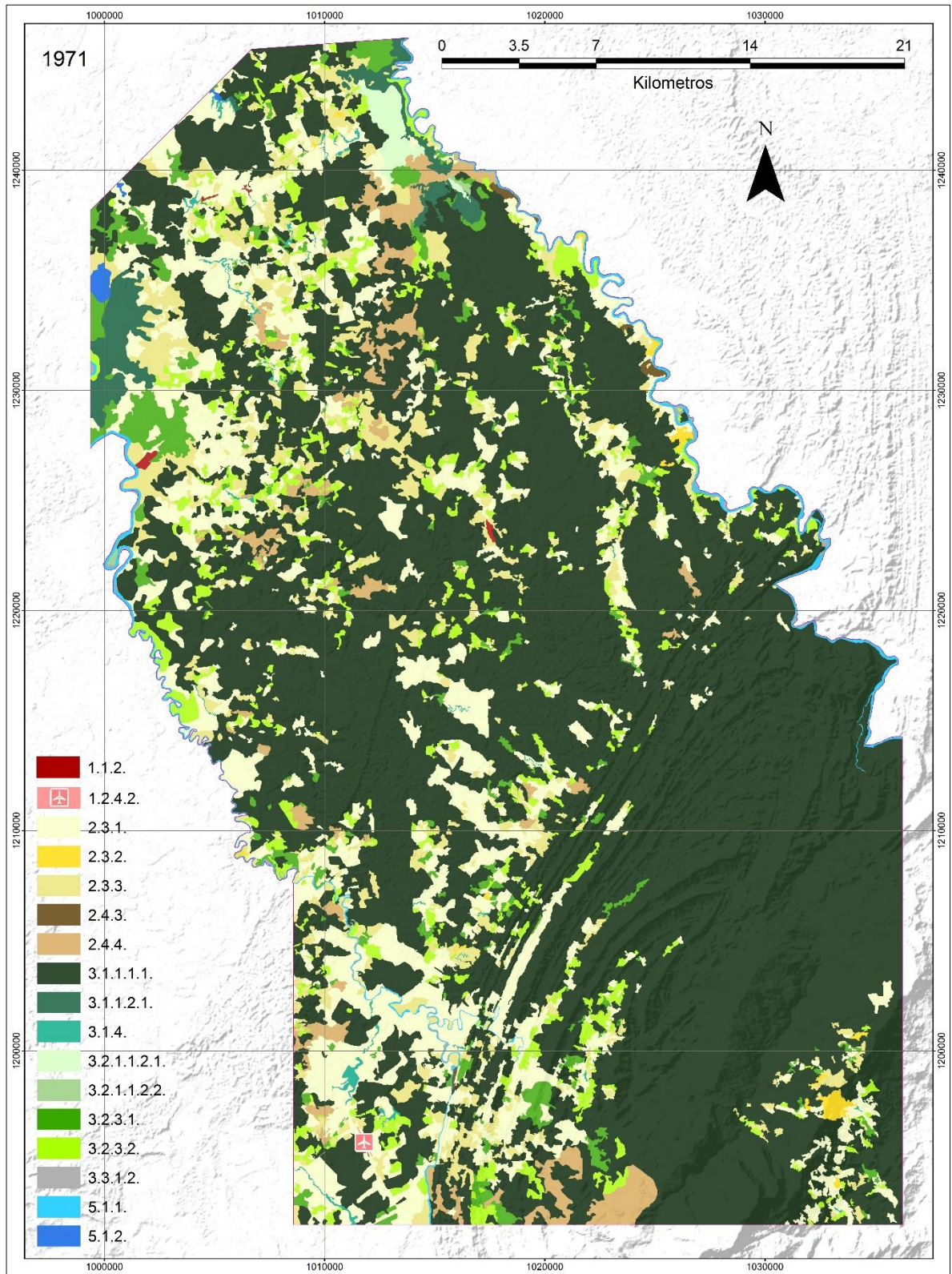


Figura 28. Mapa de coberturas de la tierra para el año 1986.

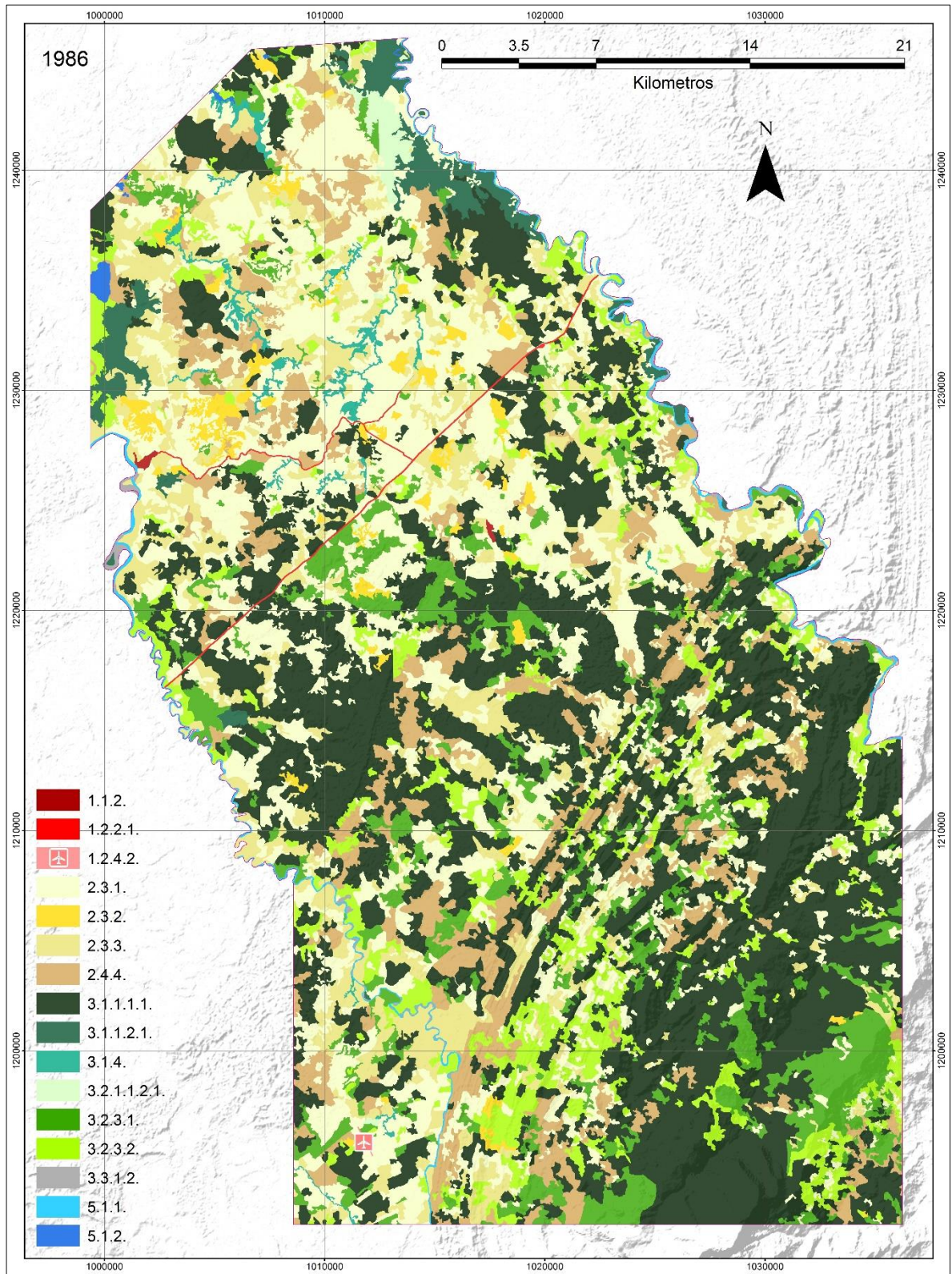


Figura 29. Mapa de coberturas de la tierra para el año 2002.

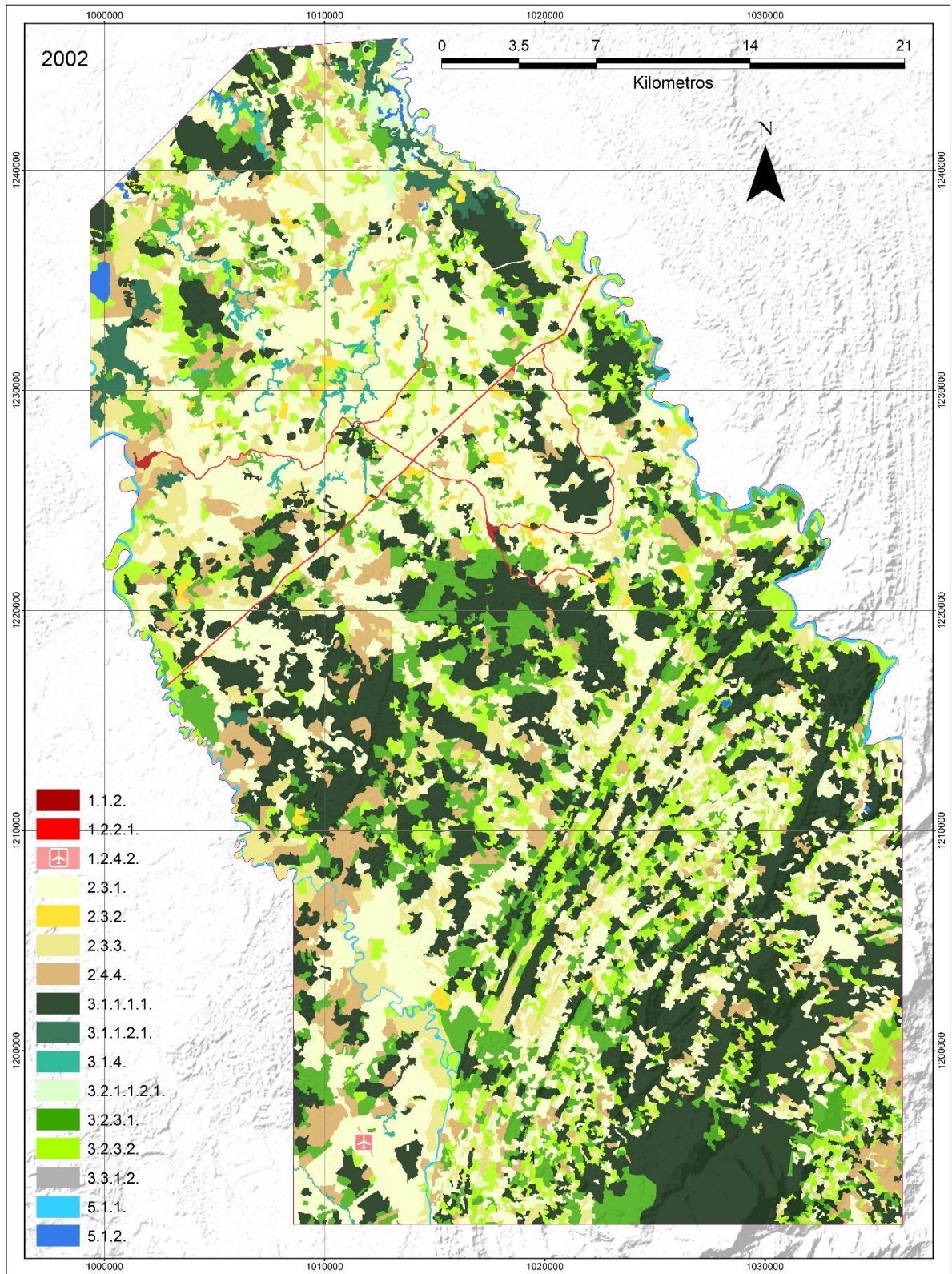


Figura 30. Mapa de coberturas de la tierra para el año 2015.

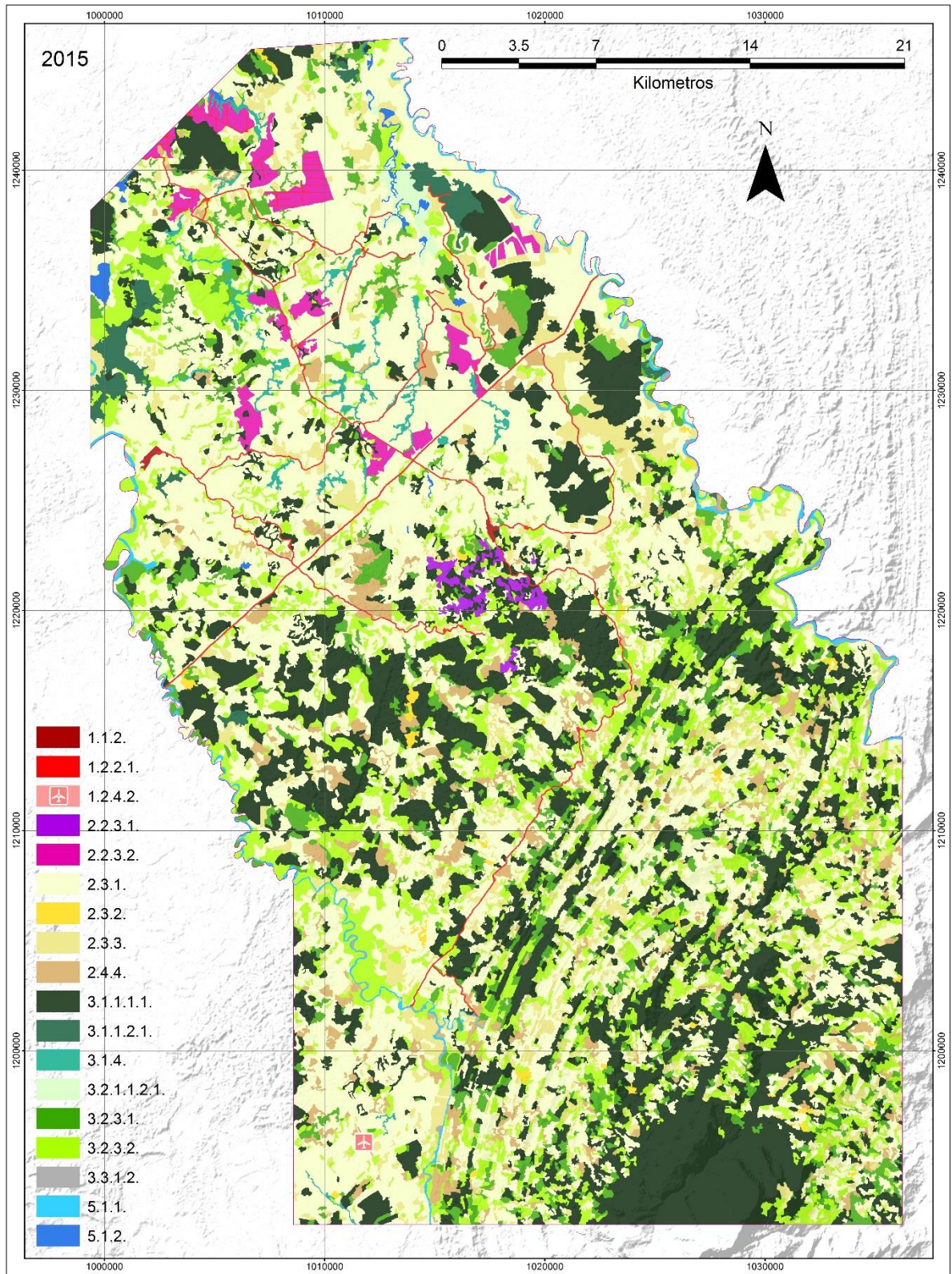


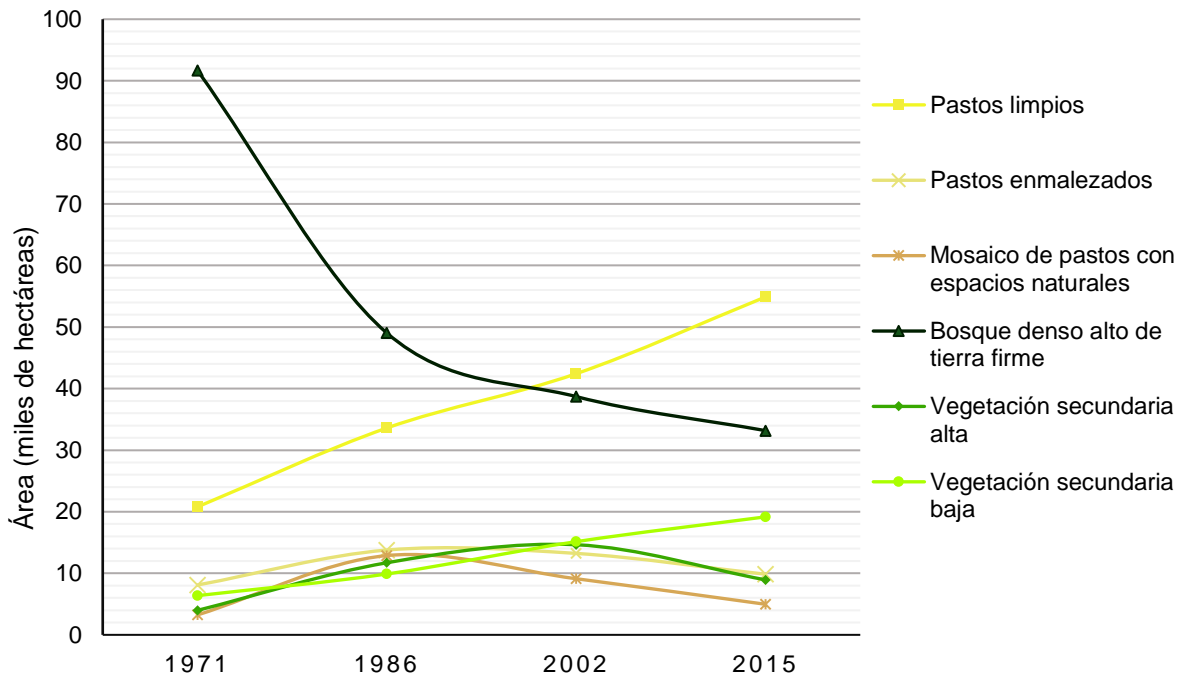
Tabla 13. Área y proporción de terreno ocupada por las unidades de cobertura de la tierra en los diferentes momentos del tiempo.

Unidad de cobertura.	1971		1986		2002		2015	
	(has)	%	(has)	%	(has)	%	(has)	%
Tejido urbano discontinuo	73,66	0,05	64,52	0,05	76,07	0,05	77,22	0,06
Red vial y territorios asociados	-	-	175,18	0,13	278,37	0,20	406,51	0,29
Aeropuerto sin infraestructura asociada	6,94	0,00	11,56	0,01	11,56	0,01	11,43	0,01
Otros cultivos permanentes arbóreos	-	-	-	-	-	-	446,89	0,32
Palma de aceite	-	-	-	-	-	-	1.838,31	1,32
Pastos limpios	20.782,85	14,96	33.799,42	24,33	42.756,62	30,77	55.535,80	39,97
Pastos arbolados	345,84	0,25	1.598,24	1,15	968,15	0,70	328,76	0,24
Pastos enmalezados	8.096,15	5,83	13.951,88	10,04	13.425,12	9,66	9.911,22	7,13
Mosaico de cultivos. pastos y espacios naturales.	119,01	0,09	-	-	-	-	-	-
Mosaico de pastos con espacios naturales	3.232,48	2,33	12.940,81	9,31	9.211,66	6,63	4.922,70	3,54
Bosque denso alto de tierra firme	91.689,21	65,99	49.057,13	35,31	38.722,48	27,87	32.963,49	23,72
Bosque denso bajo de tierra firme	1.737,74	1,25	2.484,28	1,79	1.663,06	1,20	1.254,66	0,90
Bosque de galería y ripario	359,86	0,26	1.083,37	0,78	908,00	0,65	924,04	0,67
Herbazal denso inundable no arbolado	546,49	0,39	609,34	0,44	420,09	0,30	320,32	0,23
Herbazal denso inundable arbolado	50,25	0,04	-	-	-	-	-	-
Vegetación secundaria alta	3.977,61	2,86	11.734,20	8,44	13.791,40	9,93	8.948,63	6,44
Vegetación secundaria baja	6.366,42	4,58	9.929,34	7,15	15.228,36	10,96	19.518,24	14,05
Arenales	144,12	0,10	333,89	0,24	89,17	0,06	196,91	0,14
Ríos	1.268,83	0,91	993,42	0,71	1.084,45	0,78	986,19	0,71
Lagunas. lagos y ciénagas naturales	151,82	0,11	182,71	0,13	314,70	0,23	357,68	0,26
Total.	138.949,73							

Tabla 14. Cambio neto (área y proporción de la superficie inicial) para las unidades de cobertura en los tres periodos parciales y el período total 1971–2015.

Unidad de cobertura	1971 – 1986		1986 - 2002		2002 - 2015		1971 - 2015	
	Has.	%	Has.	%	Has.	%	Has.	%
Tejido urbano discontinuo	- 9,14	- 12,41	+ 11,56	+ 17,91	+ 1,15	+ 1,51	+ 3,56	+ 4,83
Red vial y territorios asociados	+ 175,18	+ 100,00	+ 103,19	+ 58,91	+ 128,14	+ 46,03	+ 406,51	+ 100,00
Aeropuerto sin infraestructura asociada	+ 4,62	+ 66,62	-	-	- 0,13	- 1,11	+ 4,49	+ 64,76
Otros cultivos permanentes arbóreos	-	-	-	-	+ 446,89	+ 100,00	+ 446,89	+ 100,00
Palma de aceite	-	-	-	-	+ 1.838,31	+ 100,00	+ 1.838,31	+ 100,00
Pastos limpios	+ 13.016,57	+ 62,63	+ 8.957,20	+ 26,50	12.779,18	+ 29,89	+ 34.752,95	+ 167,22
Pastos arbolados	+ 1.252,40	+ 362,13	- 630,08	- 39,42	- 639,40	- 66,04	- 17,08	- 4,94
Pastos enmalezados	+ 5.855,73	+ 72,33	- 526,75	- 3,78	- 3.513,91	- 26,17	+ 1.815,07	+ 22,42
Mosaico de cultivos. pastos y esp. naturales.	- 119,01	- 100,00	-	-	-	-	- 119,01	- 100,00
Mosaico de pastos con espacios naturales	+ 9.708,33	+ 300,34	- 3.729,16	- 28,82	- 4.288,96	- 46,56	+ 1.690,22	+ 52,29
Bosque denso alto de tierra firme	- 42.632,08	- 46,50	- 10.334,64	- 21,07	- 5.758,99	- 14,87	- 58.725,72	- 64,05
Bosque denso bajo de tierra firme	+ 746,54	+ 42,96	- 821,21	- 33,06	- 408,40	- 24,56	- 483,08	- 27,80
Bosque de galería y ripario	+ 723,51	+ 201,05	- 175,38	- 16,19	+ 16,05	+ 1,77	+ 564,18	+ 156,78
Herbazal denso inundable no arbolado	+ 62,85	+ 11,50	- 189,25	- 31,06	- 99,77	- 23,75	- 226,17	- 41,39
Herbazal denso inundable arbolado	- 50,25	- 100,00	-	-	-	-	- 50,25	- 100,00
Vegetación secundaria alta	+ 7.756,59	195,01	+ 2.057,20	+ 17,53	- 4.842,78	- 35,11	+ 4.971,02	+ 124,97
Vegetación secundaria baja	+ 3.562,92	+ 55,96	+ 5.299,01	+ 53,37	+ 4.289,88	+ 28,17	+ 13.151,82	+ 206,58
Arenales	+ 189,77	+ 131,67	- 244,71	- 73,29	+ 107,74	+ 120,82	+ 52,79	+ 36,63
Ríos	- 275,41	- 21,71	+ 91,03	+ 9,16	- 98,26	- 9,06	- 282,64	- 22,28
Lagunas. lagos y ciénagas naturales	+ 30,89	+ 20,34	+ 131,99	+ 72,24	+ 42,98	+ 13,66	+ 205,86	+ 135,59

Gráfica 1. Cambios en el área ocupada por algunas coberturas entre 1971 y 2015.



6.3 ANÁLISIS DE CAMBIO Y DEFORESTACIÓN.

De acuerdo a la metodología previamente expuesta, se aplicaron las tasas cambio y deforestación anual para el área de estudio, asimismo se realizó un análisis multitemporal de coberturas, para describir adecuadamente el proceso de transición de las diferentes unidades.

6.3.1 Tasas de deforestación. Estos cálculos se llevaron a cabo para el conjunto bosque, conformado por las unidades de cobertura de la tierra: bosque denso alto y bajo de tierra firme y bosque de galería. Adicionalmente se analizó el comportamiento de la superficie ocupada por la vegetación secundaria alta, por separado y unida al bosque.

6.3.1.1 Análisis de la cobertura bosque. A partir del área ocupada por el conjunto bosque, en cada momento del tiempo, se construyeron las Tablas 15 y 16, en las cuales se puede evidenciar numéricamente la progresiva deforestación entre cada temporalidad. La pérdida anual de bosque para el primer período alcanzó las 2.744 has/año, para el segundo fue considerablemente menor, 708 has/año, y para el tercero fue de 473 has/año. La proporción de área perdida anualmente en cada período, en relación al área total de la región Carare-Opón es, respectivamente, de 1,97%, 0,51% y 0.34%, se aprecia una disminución en el valor en la tasa a través

del tiempo, sin embargo, son valores muy relevantes, ya que corresponde a una superficie bastante extensa. La tasa anual de deforestación para el período total (1971 – 2015) es de 0,96%, esto equivale a cerca de 1.332 hectáreas perdidas cada año durante las últimas cuatro décadas y media.

Tabla 15. Deforestación total, anual y anual relativa de los bosques, en cada temporalidad.

Período	Deforestación total (has)	Deforestación anual (has)	Superficie total del área (has)	Deforestación anual relativa D (%)
1971 - 1986	41.162,03	2.744,14	138.949,73	1,97
1986 - 2002	11.331,24	708,20	138.949,73	0,51
2002 - 2015	6.151,35	473,18	138.949,73	0,34
Total 1971-2015	58.644,62	1.332,83	138.949,73	0,96

Tabla 16. Valores parciales de deforestación TD_F y TD_P de los bosques

Período	TD_F (% anual)	TD_P (% anual)	R_{PF} (%)
1971 - 1986	-3,78	-3,85	1,90
1986 - 2002	-1,50	-1,52	0,75
2002 - 2015	-1,23	-1,24	0,62
1971-2015	-2,21	-2,23	1,11

Las tasas de deforestación empleadas por el IDEAM (TD_F y TD_P) registraron su mayor valor en la primera temporalidad, -3,78 y -3,85%, luego decrecieron a -1,50 y -1,52% en el segundo período, para finalmente, en el tercero, reportar valores similares, cercanos a -1,23%, sin embargo, estos son superiores a los obtenidos por Puyravaud¹³⁷ como media mundial. (-0,23%).

Como tal, los valores TD_F y TD_P para el período total fueron de -2,21 y -2,23% respectivamente, así, la relación entre los mismos (R_{PF}) se mantuvo con valores positivos, expresando la pérdida de importante área boscosa para el Carare-Opón.

6.3.1.2 Análisis de la cobertura vegetación secundaria alta. El cambio de superficie para la vegetación secundaria alta, muestra un incremento anual de 517 hectáreas (0,37% del área total) para el primer período, disminuye un poco para el segundo y se convierte en pérdidas para el tercero. La tasa relativa anual de cambio para el período total, presenta una tendencia positiva cercana a 113 hectáreas/año en la

¹³⁷ PUYRAVAUD. Op. cit., p. 595.

vegetación en transición alta (Tabla 17).

Tabla 17. Cambio en la superficie ocupada por vegetación secundaria alta, en la región.

Período	Cambio (has)	Cambio anual (has)	Superficie total del área (has)	Cambio anual relativo (%)
1971 - 1986	7.756,59	517.11	138.949,73	0,37
1986 - 2002	2.057,20	128.58	138.949,73	0,09
2002 - 2015	-4.842,77	-372.52	138.949,73	-0,27
Total 1971-2015	4.971,02	112.98	138.949,73	0,08

Las pérdidas de vegetación secundaria alta no obedecen exclusivamente a deforestación, puesto que cumple el rol de relevo y se incorpora a la superficie del bosque, por tal razón, para el siguiente análisis se asume que estas dos coberturas conforman una sola unidad desde una perspectiva ecológica.

6.3.1.3 Análisis de la cobertura bosque y vegetación secundaria alta. Los resultados en este análisis muestran una tasa de deforestación anual relativa al área de estudio de 1,60% para la primera temporalidad, 0,42% para la segunda y 0,61%, para la tercera, el comportamiento de estos valores pone en evidencia, que el incremento en algunas áreas, para la cobertura de vegetación secundaria alta, actúa como sustituto del bosque perdido en otros lugares. A su vez, las tasas TD_F y TD_P disminuyen y dan como resultado valores más cercanos entre sí, aunque mantienen su mayor expresión para el período inicial, 1971-1986 de -2,75 y -2,79%, respectivamente.

La relación R_{PF} , en el segundo período manifiesta valores cercanos a cero (0,48%) indicando pérdidas un poco menos significativas, en comparación con los otros períodos. Se asume que en esta temporalidad (1986-2002), la presión antrópica se centró no solo en deforestar sino también en recuperar áreas de pastos enmalezados o vegetación baja, permitiendo el crecimiento de sucesiones vegetales en algunos sitios; no obstante, entre los años 2002 y 2015 la pérdida, tanto de bosque como de vegetación secundaria alta, incremento como se aprecia en las Tablas 18 y 19.

EL balance global (1971-2015) no deja de ser negativo, las tasas reportan pérdida de bosque y vegetación en transición, del orden de -1.79 y -1.81%, la relación R_{PF} se mantiene positiva, concordando con lo expuesto en la literatura para pérdidas muy significativas en el área boscosa de un ecosistema.

Los índices de deforestación calculados en este trabajo en la temporalidad comprendida entre 2002 y 2015, para bosque ($TD_F = -1,23\%$ y $TD_P = -1,24\%$) y bosque con vegetación secundaria alta ($TD_F = -1,70\%$ y $TD_P = -1,71\%$) superan

ampliamente a los obtenidos por el IDEAM¹³⁸ para el territorio nacional en un período similar 2000-2014 cuyos valores *TD_F* y *TD_P* son cercanos a -0,34%. (Anexo D).

Tabla 18. Deforestación total, anual y anual relativa porcentual entre las fechas analizadas, para el conjunto bosque-vegetación secundaria alta.

Período	Deforestación total (has)	Deforestación anual (has)	Superficie total del área (has)	Deforestación anual relativa D (%)
1971 - 1986	33.405,44	2.227,03	138.949,73	1,60
1986 - 2002	9.274,04	579,63	138.949,73	0,42
2002 - 2015	10.994,12	845,70	138.949,73	0,61
Total 1971-2015	53.673,60	1.219,85	138.949,73	0,88

Tabla 19. Valores parciales de deforestación (*FAO* y *TD*) de bosque con vegetación secundaria alta

Período	<i>TD_F</i> (% anual)	<i>TD_P</i> (% anual)	<i>R_PF</i> (%)
1971 - 1986	-2,75	-2,79	1,38
1986 - 2002	-0,97	-0,97	0,48
2002 - 2015	-1,70	-1,71	0,85
1971-2015	-1,79	-1,81	0,90

6.3.2 Análisis multitemporal de cambio de coberturas

El análisis multitemporal de cambio, además de facilitar el cálculo de pérdidas, persistencias y ganancias de las diferentes coberturas, también permite reconocer a que unidades fueron convertidas, para así, vincular dicha transición a actividades humanas o naturales según sea el caso.

6.3.2.1 Análisis de cambio de cobertura para la temporalidad 1971-1986. En este primer período, la cobertura que registró mayores pérdidas fue el bosque denso alto de tierra firme, por su parte los pastos limpios obtuvieron la mayor ganancia. El Cuadro 2 contiene el valor de cada transición, asimismo la Gráfica 2 ofrece una visión general en la magnitud de ganancias, persistencia y pérdidas para las diferentes coberturas, adicionalmente las figuras 31 y 32, representan la distribución espacial de cambios y persistencia en bosques (bosque de galería, bosque denso alto y bajo) pastos limpios, enmalezados, mosaicos, y vegetación secundaria.

¹³⁸ INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental. Grupo de Bosques 2015. Proyecto Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. [En línea]. Bogotá, D. C.: IDEAM. 2015. p 34. (Recuperado en 2 octubre 2016). Disponible en: <http://www.ideam.gov.co>

Cuadro 2. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 1971-1986 (valores en hectáreas)

COBERTURA 1986 \ COBERTURA 1971	Tejido urbano discontinuo	Aeropuerto sin infraestructura asociada	Pastos limpios	Pastos arbolados	Pastos enmalezados	Mosaico de pastos con espacios naturales	Bosque denso alto de tierra firme	Bosque denso bajo de tierra firme	Bosque de galería y ripario	Herbazal denso inundable no arbolado	Vegetación secundaria alta	Vegetación secundaria baja	Arenales	Ríos	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	Red vial y territorios asociados	Total 1971	Pérdida a 1986	% de pérdida a 1986
Tejido urbano discontinuo	51,08		9,82		5,78	3,04	1,21		1,32					1,41			73,66	22,58	30,66
Aeropuerto sin infraestructura asociada		3,45	3,49														6,94	3,49	50,26
Pastos limpios	1,43	6,83	8.933,72		4.495,19	2.562,93	1.068,96	205,17	229,38	38,75	1.224,14	1.833,57	31,97	120,87	7,01	22,95	20.782,85	11.849,13	57,01
Pastos arbolados			56,85	4,85	13,95	41,65	24,79	17,60			147,26	27,42	3,05	8,42			345,84	340,99	98,60
Pastos enmalezados	7,03	1,29	3.309,39	143,15	1.339,78	1.110,72	567,30	119,66	47,46	19,51	688,40	614,31	37,06	43,26	14,31	33,52	8.096,15	6.756,37	83,45
Mosaico de pastos con espacios naturales			1.103,43	72,32	370,34	466,86	239,43	228,86	65,34	12,75	581,57	72,00	1,54	14,41		3,64	3.232,48	2.765,62	85,56
Bosque denso alto de tierra firme	2,06		17.012,89	1.013,06	5.638,57	7.708,32	45.795,12	247,63	501,11	117,56	7.878,71	5.567,78	26,98	70,20	8,74	100,47	91.689,21	45.894,09	50,05
Bosque denso bajo de tierra firme			104,63	3,04	114,30	139,24	118,33	1.073,96	10,72	8,61	50,82	101,46		1,52	11,11		1.737,74	663,78	38,20
Bosque de galería y ripario			94,97	3,10	46,35	19,16	6,97		93,92		70,21	21,48		1,30	2,39		359,86	265,94	73,90
Herbazal denso inundable no arbolado			62,05		7,90			101,81		369,85	4,87						546,49	176,64	32,32
Vegetación secundaria alta	1,46		997,96	200,43	725,61	296,52	545,22	219,01	22,72	25,55	342,47	577,61	1,96	13,33	3,12	4,63	3.977,61	3.635,14	91,39
Vegetación secundaria baja			2.004,71	158,28	1.031,82	527,77	681,18	84,51	108,19	16,75	715,57	999,31	4,04	24,33		9,96	6.366,42	5.367,11	84,30
Arenales			12,85		29,89	10,51	2,74	21,71			7,66	12,14	24,61	22,01			144,12	119,51	82,93
Ríos	1,46		76,18		126,02	37,89	3,78	62,57	1,55		22,51	86,26	192,58	658,03			1.268,83	610,80	48,14
Lagunas, lagos y ciénagas naturales			1,86		1,26	5,36			1,66			5,65			136,03		151,82	15,79	10,40
Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales			10,87		2,89	10,85		69,59				10,35	1,81	12,65			119,01	119,01	100,0
Herbazal denso inundable arbolado			3,76		2,23		2,10	32,20					8,29	1,68			50,25	50,25	100,0
Total 1986	64,52	11,56	33.799,42	1.598,24	13.951,88	12.940,81	49.057,13	2.484,28	1.083,37	609,34	11.734,20	9.929,34	333,89	993,42	182,71	175,18	138.949		
Ganancia a 1986	13,44	8,11	24.865,70	1.593,39	12.612,09	12.473,96	3.262,01	1.410,31	989,45	239,48	11.391,73	8.930,03	309,28	335,39	46,68	175,18			
% de ganancia a 1986	20,83	70,15	73,57	99,70	90,40	96,39	6,65	56,77	91,33	39,30	97,08	89,94	92,63	33,76	25,55	100,00			

Gráfica 2. Pérdidas, persistencia y ganancia para las coberturas entre 1971 y 1986

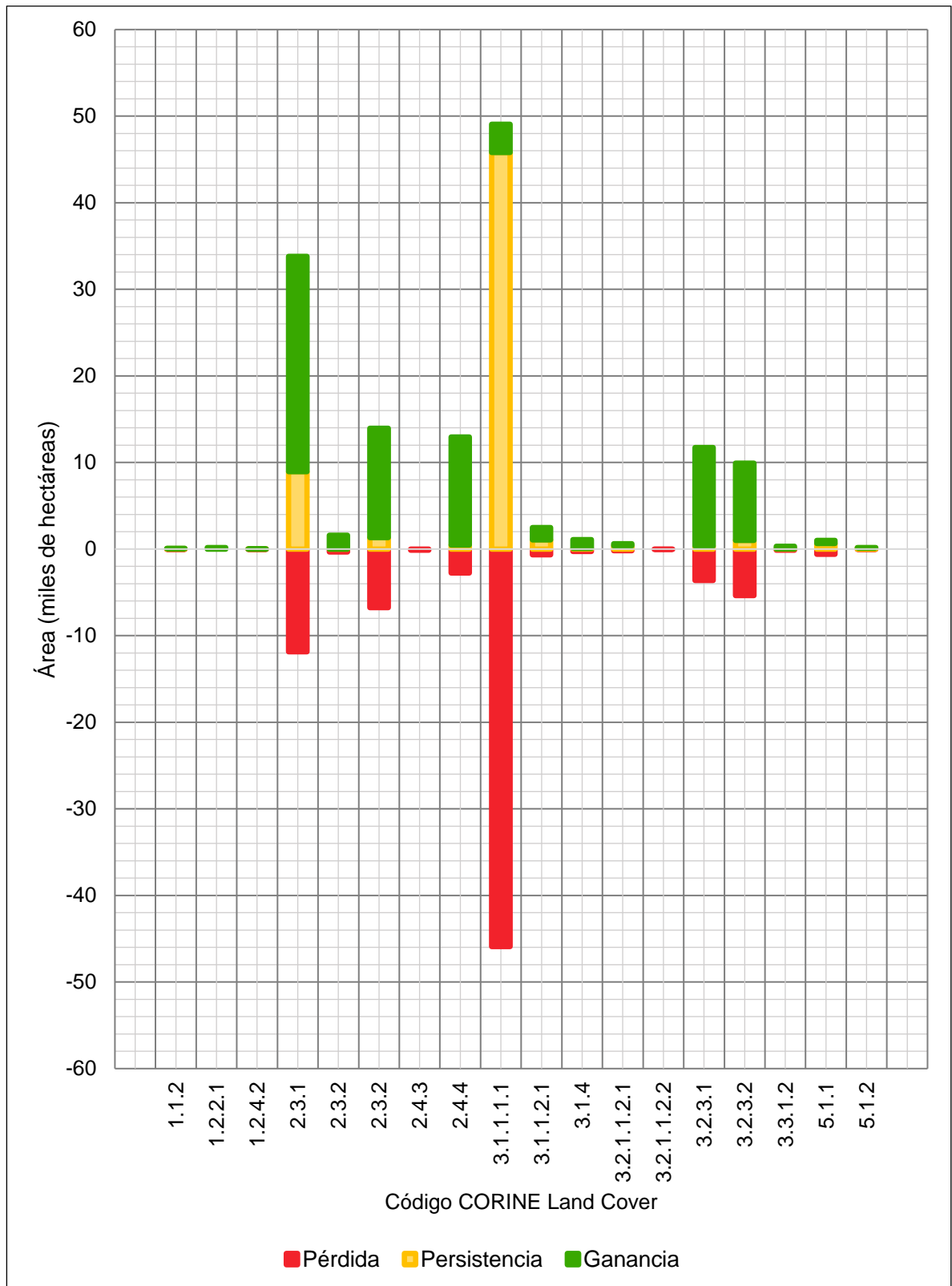


Figura 31. Cambios y persistencia entre 1971 y 1986 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.

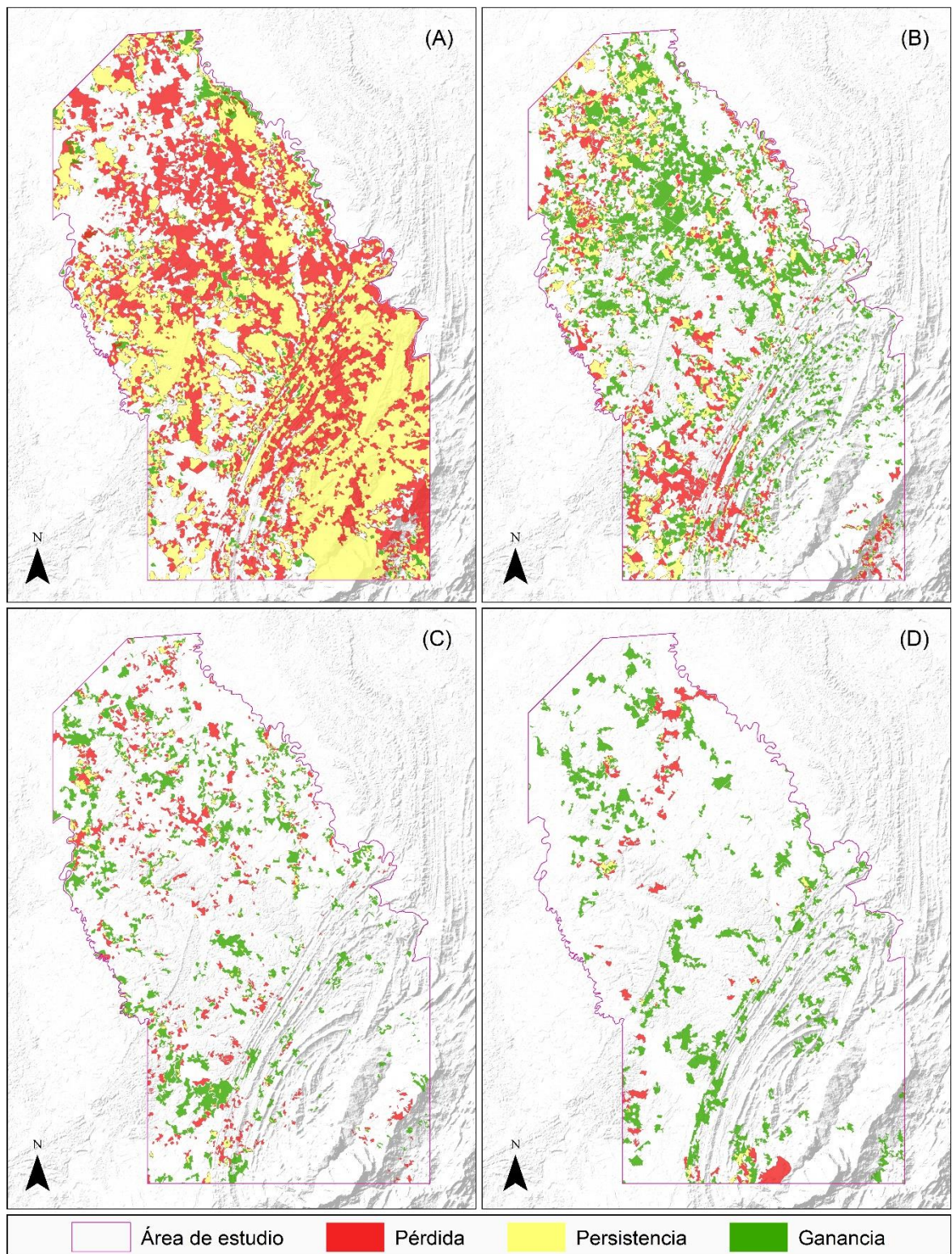
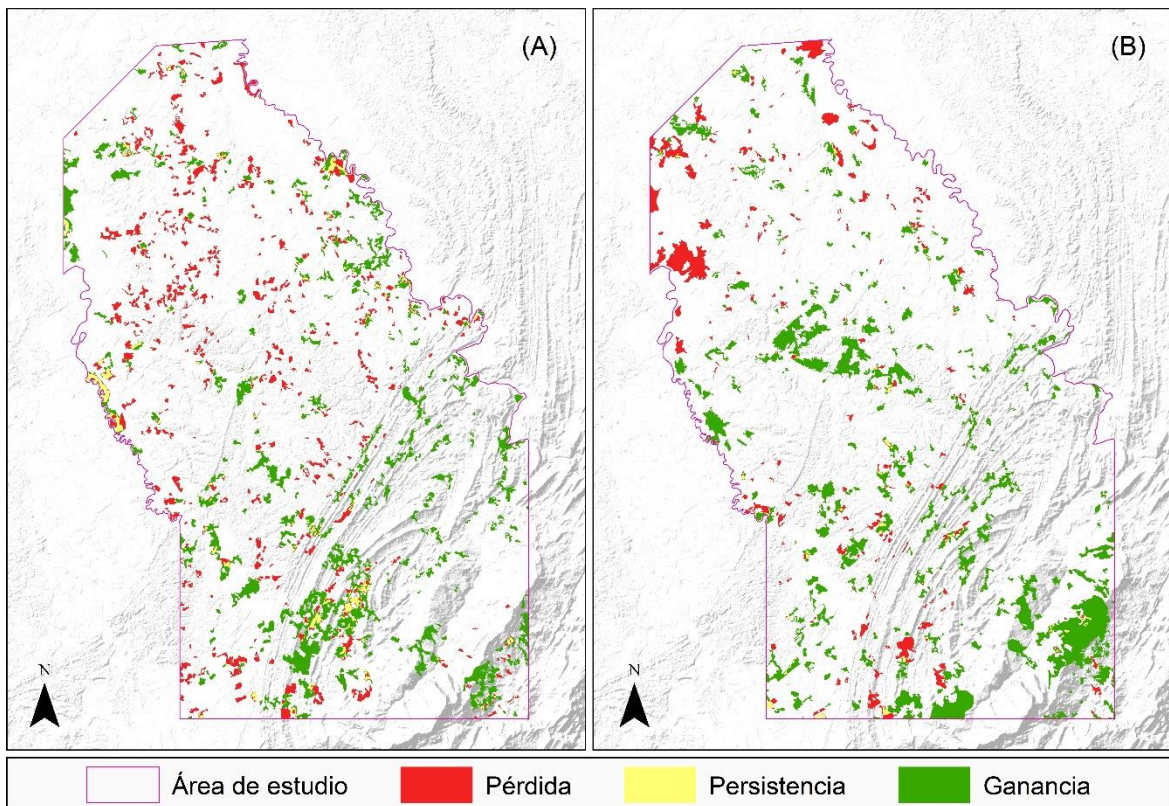


Figura 32. Cambios y persistencia entre 1971 y 1986 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.



Entre 1971 y 1986, el bosque denso alto de tierra firme perdió cerca de 17.013 hectáreas que fueron convertidas a pastos limpios y 5.638 a pastos enmalezados, estas superficies crecieron y se mantuvieron bajo la influencia antrópica manifestada principalmente por la ganadería extensiva.

Se estima que aquellas áreas de bosque convertidas a vegetación secundaria baja (5.567 has), primero fueron ocupadas por actividades humanas (agrícolas o pecuarias) luego, al ser abandonadas, empezaron el proceso de sucesión. Los casos donde hubo conversión a vegetación secundaria alta (7.889 has), fueron producto de la tala de árboles sin el objeto de establecer pastos, estas áreas al ser abandonadas, inmediatamente iniciaron su crecimiento hasta formar masas de árboles relativamente altos.

Algunos relictos de bosque mezclados con pastos, y vegetación secundaria, formaron los mosaicos (7.708 has), en estos, la influencia antrópica no es constante y se manifiesta entre superficies cercanas, menores a 2,25 hectáreas.

El bosque denso alto presentó pequeñas ganancias al incrementar su área de borde hacia los pastos (1.068 has), principalmente sobre el sector sur del área de estudio, también se benefició del rápido crecimiento de la vegetación secundaria alta (545 has) y baja (681 has). El bosque denso bajo obtuvo ganancias totales de 1.410 hectáreas principalmente procedentes de pastos enmalezados, mosaicos y vegetación en transición. Las pérdidas se distribuyen entre pastos y mosaicos llegando a ser inferiores a 670 hectáreas.

Los pastos limpios no solo ganaron área de los bosques, también la recuperaron de pastos enmalezados (3.309 has) y colonización de áreas con vegetación secundaria alta (998 has) y baja (2.004 has). Algunas áreas de pastos limpios donde la presión antrópica disminuyó hacia el final de la temporalidad, pasaron a ser pastos enmalezados (4.495 has), y mosaicos con espacios naturales (2.563 has), otras áreas que fueron abandonadas desde los primeros años del período de estudio, se convirtieron en vegetación secundaria baja (1.834 has) y alta (1.224 has).

La vegetación secundaria alta que toleró procesos de praderización, pero con abandono hacia el final del período constituyó 726 hectáreas de pastos enmalezados, por su parte 578 hectáreas que fueron taladas alcanzaron a formar masas de vegetación secundaria baja. La vegetación secundaria baja paso a ser pastos enmalezados en 1.032 hectáreas, asimismo continuó el proceso de sucesión a vegetación secundaria alta en 716 hectáreas.

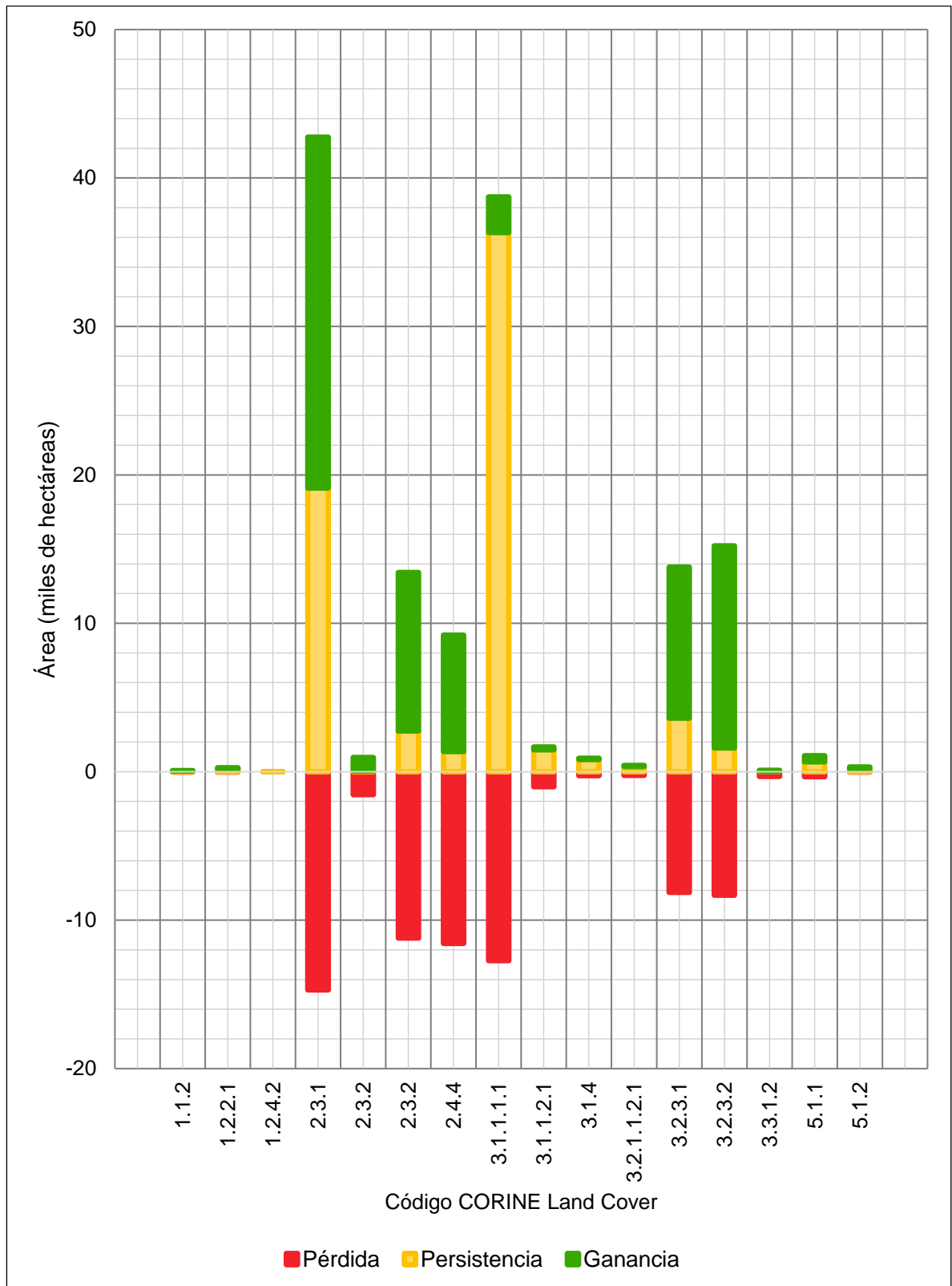
De acuerdo a los resultados, las actividades pecuarias constituyeron la principal causa de deforestación del bosque desde la década de los años 70, sin embargo, una revisión más detallada permite identificar la relación de pérdida en área naturales y la ganancia de áreas antrópicas con la aparición de la infraestructura vial. Las vías constituyen un impulsador de cambio y facilitan el asentamiento de poblaciones humanas con sus actividades culturales como la ganadería.

6.3.2.2 Análisis de cambio de cobertura para la temporalidad 1986-2002. Los valores de transición entre las unidades de cobertura se exponen en el Cuadro 3. No obstante, como se aprecia en la Gráfica 3, los pastos limpios manifiestan tanto las pérdidas y ganancias más significativas en el área de estudio, esto se debe principalmente a que el adelanto de la frontera pecuaria resta tierras al bosque (7.120 has), vegetación secundaria alta (2.972 has), baja (2.704 has) y permite la recuperación de pastos enmalezados (5.486 has), sin embargo las tierras que son abandonadas empiezan su sucesión natural pasando a ser pastos enmalezados (4.476 has), vegetación secundaria baja (4.377 has) y alta (1.318 has).

Cuadro 3. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 1986-2002 (valores en hectáreas)

COBERTURA 2002 COBERTURA 1986	Tejido urbano discontinuo	Aeropuerto sin infraestructura asociada	Pastos limpios	Pastos arbolados	Pastos enmalezados	Mosaico de pastos con espacios naturales	Bosque denso alto de tierra firme	Bosque denso bajo de tierra firme	Bosque de galería y ripario	Herbazal denso inundable no arbolado	Vegetación secundaria alta	Vegetación secundaria baja	Arenales	Ríos	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	Red vial y territorios asociados	Total 1986	Pérdida a 2002	% de pérdida a 2002
Tejido urbano discontinuo	61,35					3,17											64,52	3,17	4,91
Aeropuerto sin infraestructura asociada		11,56															11,56	0	0
Pastos limpios	8,62		19.107,95	434,10	4.476,94	3.722,66	66,15	19,55	66,64	5,84	1.318,13	4.377,87	9,43	75,92	39,63	69,98	33.799,42	14.691,47	43,47
Pastos arbolados			638,90	47,73	101,58	142,61	3,25		3,65		466,86	190,65				3,00	1.598,24	1.550,50	97,01
Pastos enmalezados	3,26		5.486,36	221,00	2.750,21	1.590,14	33,32	19,62	10,12	12,48	1.450,72	2.242,72	7,85	85,58	14,62	23,89	13.951,88	11.201,67	80,29
Mosaico de pastos con espacios naturales			3.985,12	150,06	1.272,93	1.362,53	162,89	6,44	4,15	21,20	3.640,39	2.268,88	2,82	29,92	26,61	6,89	12.940,81	11.578,28	89,47
Bosque denso alto de tierra firme			7.120,18	24,07	2.094,73	887,29	36.321,79				71,27	2.507,74	3,70	4,24	15,18	6,95	49.057,13	12.735,33	25,96
Bosque denso bajo de tierra firme			443,45	28,68	241,71	93,98	6,10	1.476,64		21,84	7,44	115,21	4,25	28,64	16,34		2.484,28	1.007,64	40,56
Bosque de galería y ripario			177,77		26,91	23,46			820,04		10,81	21,66		2,71			1.083,37	263,33	24,31
Herbazal denso inundable no arbolado			48,59		22,57	8,34		81,96		358,74	60,48	7,31			21,34		609,34	250,59	41,13
Vegetación secundaria alta			2.972,20	25,74	918,16	490,74	2.021,32	39,91			3.612,52	1.622,35	5,26	21,72		4,28	11.734,20	8.121,68	69,21
Vegetación secundaria baja			2.704,15	34,13	1.400,35	834,34	101,72	6,88			3.130,75	1.608,45	9,63	77,84	16,81	4,30	9.929,34	8.320,89	83,80
Arenales			18,84		53,91	23,19		5,34			10,47	116,73	12,07	93,33			333,89	321,82	96,39
Ríos	2,84		37,77		57,82	29,21	3,45	6,72			7,16	146,14	34,16	664,56	3,60		993,42	328,87	33,10
Lagunas, lagos y ciénagas naturales			7,16		4,69		2,50		3,39		4,40				160,58		182,71	22,12	12,11
Red vial y territorios asociados			8,18	2,65	2,62							2,64				159,09	175,18	16,08	9,18
Total 2002	76,07	11,56	42.756,62	968,15	13.425,12	9.211,66	38.722,48	1.663,06	908,00	420,09	13.791,40	15.228,36	89,17	1.084,45	314,70	278,37	138.949		
Ganancia a 2002	14,72	0	23.648,67	920,42	10.674,92	7.849,12	2.400,69	186,43	87,96	61,35	10.178,88	13.619,90	77,11	419,90	154,12	119,28			
% de ganancia a 2002	19,35	0	55,31	95,07	79,51	85,21	6,20	11,21	9,69	14,60	73,81	89,44	86,47	38,72	48,97	42,85			

Gráfica 3. Pérdida, persistencia y ganancia para las coberturas entre 1986 y 2002



Algunas áreas de bosque que inicialmente fueron transformadas hacia superficies antrópicas, y sobre las cuales, hacia el final del período, se presentó una disminución de las actividades de manejo, fueron registradas como pastos enmalezados (2.094 has). Las áreas de bosque taladas con el único propósito de extraer su madera formaron las masas de vegetación secundaria baja (2.507 has) y mosaicos (887 has). Las ganancias más significativas de bosque fueron producto de la transición desde vegetación secundaria alta (2,021 has).

La vegetación secundaria alta ganó alrededor de 3.640 hectáreas de los mosaicos, esto se debe a que la presencia de árboles maduros favorece la producción de semillas para que masas de vegetación secundaria empiecen su crecimiento, una vez abandonadas por las actividades humanas.

En esta temporalidad, la localización espacial de las superficies pecuarias, hace más evidente su relación con la construcción de infraestructura vial. La transformación de bosques a pastos disminuye en el sector norte, donde las actividades ganaderas se centran en recuperar áreas de mosaicos o pastos enmalezados. Para el sector centro-este, los bosques son transformados a pastos, pero también son talados para extracción de madera, mostrando su transición a vegetación secundaria, en esta área se localiza el río blanco, el cual puede influir como impulsador de cambio, por las posibilidades que ofrece al establecimiento de poblaciones, así como al transporte de madera.

Las Figuras 33 y 34 representan las pérdidas, ganancias, persistencia y su distribución espacial, para las principales coberturas del área de estudio. Allí, puede apreciarse, cómo el crecimiento de pastos limpios se manifiesta de dos formas distintas: en primer lugar, ocupando nuevas y pequeñas áreas hacia la zona montañosa y, en segundo lugar, incrementando la extensión de los pastizales existentes en las zonas de relieve plano y ondulado. Así, es indiscutible que la dinámica de cambio de los pastos, se ve acelerada, en aquellas áreas donde la influencia antrópica se presenta de una manera más constante.

Las ganancias de vegetación secundaria baja se distribuyen espacialmente por toda el área de estudio y se presentan en pequeñas superficies, son un poco más frecuentes en las tierras de colinas, donde las transiciones entre coberturas ocurren con mayor velocidad en el tiempo. En la parte sur del área de estudio se localiza una gran agrupación de pérdidas de vegetación secundaria baja, las cuales, en su mayoría, constituyeron las ganancias de vegetación secundaria alta.

Asimismo, el incremento en la superficie de vegetación secundaria alta, se presenta en áreas de mayor tamaño, aunque ocurre con menor frecuencia, algunas de estas formaciones representarán las ganancias del bosque para el siguiente período.

Figura 33. Cambios y persistencia entre 1986 y 2002 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.

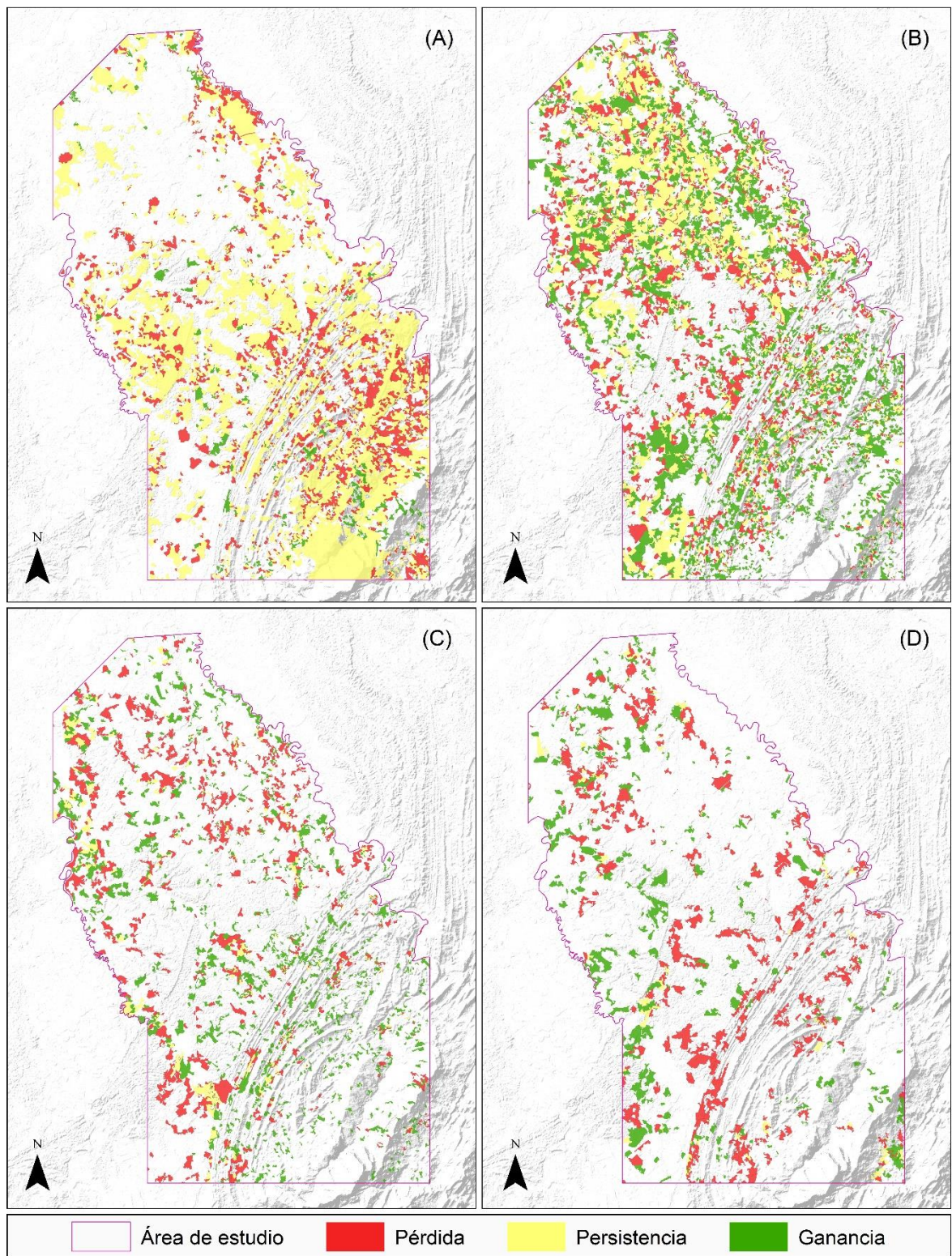
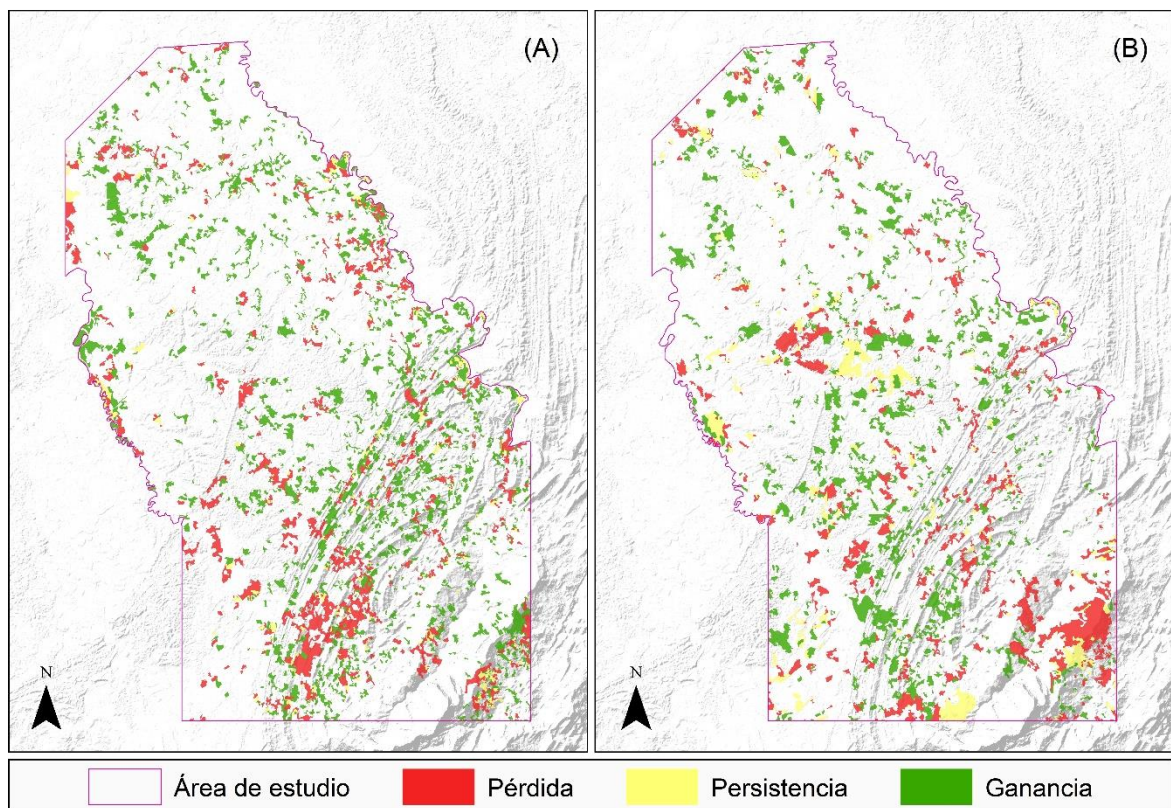


Figura 34. Cambios y persistencia entre 1986 y 2002 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.



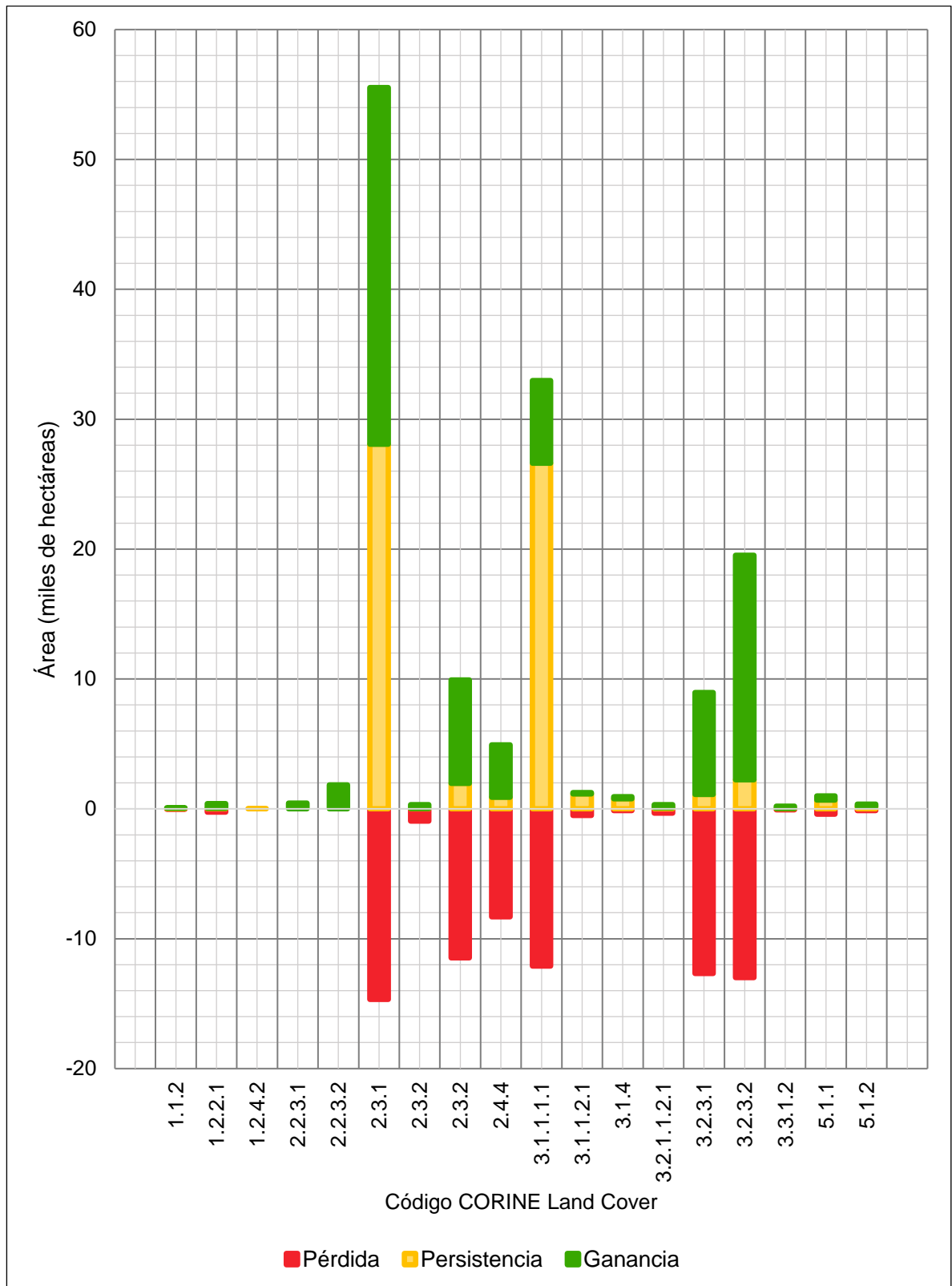
6.3.2.3 Análisis de cambio de cobertura para la temporalidad 2002-2015. De acuerdo con lo expuesto en la tasa de cambio y deforestación, para la tercera temporalidad se observó nuevamente alta pérdida y conversión de bosque denso alto de tierra firme a pastos limpios (6.123 has), pastos enmalezados (952 has) y vegetación secundaria baja (3.460 has). Se mantuvo una tendencia en la localización de los procesos de deforestación y expansión pecuaria, sobre el sector norte del área de estudio. Las ganancias del bosque son procedentes en su mayoría de vegetación secundaria alta (5.610 has), correspondiendo, posiblemente a aquellas áreas perturbadas al inicio del período total de análisis (1971) y que se mantuvieron en sucesión hasta la actualidad. También se registraron pequeñas ganancias procedentes de pastos limpios (198 has) (incremento del borde de bosque), y vegetación secundaria baja (442 has).

El Cuadro 4 contiene los valores de transición entre cada una de las unidades de cobertura, para el tercer período de análisis, adicionalmente la Gráfica 4 representa los cambios y persistencia de las mismas.

Cuadro 4. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 2002-2015 (valores en hectáreas)

COBERTURA 2015 COBERTURA 2002	Tejido urbano discontinuo	Aeropuerto sin infraestructura asociada	Pastos limpios	Pastos arbolados	Pastos enmalezados	Mosaico de pastos con espacios naturales	Bosque denso alto de tierra firme	Bosque denso bajo de tierra firme	Bosque de galería y ripario	Herbazal denso inundable no arbolado	Vegetación secundaria alta	Vegetación secundaria baja	Arenales	Ríos	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	Red vial y territorios asociados	Palma de aceite	Otros cultivos permanentes arbóreos	Total 2002	Pérdida a 2015	% de pérdida a 2015			
Tejido urbano discontinuo	50,69		25,38																76,07	25,38	33,37			
Aeropuerto sin infraestructura asociada		11,56																	11,56	0	0			
Pastos limpios	14,04		28.078,29	128,38	4.417,12	1.938,05	197,66	1,36	43,91	51,19	413,69	5.962,27	9,76	51,01	32,14	291,81	1.125,95		42.756,62	14.678,33	34,33			
Pastos arbolados			539,41	15,78	74,00	8,73	2,53	3,71	1,93	-	103,85	211,55	-	0,53	0,13	0,94	5,05		968,15	952,38	98,37			
Pastos enmalezados	10,42		6.580,60	34,67	1.954,57	562,93	63,65	37,25	4,22	33,44	333,92	3.583,51	6,48	62,51	13,93	25,55	117,47		13.425,12	11.470,56	85,44			
Mosaico de pastos con espacios naturales	1,43		4.079,28	26,03	650,77	898,93	32,19	2,71	1,65	77,42	1.225,93	2.008,98	2,10	17,96	5,37	26,87	154,06		9.211,66	8.312,73	90,24			
Bosque denso alto de tierra firme			6.123,14	51,35	952,78	729,69	26.610,6	27,60	19,90	3,65	283,81	3.460,07		1,80	15,72	7,21	171,38	263,76	38.722,48	12.111,85	31,28			
Bosque denso bajo de tierra firme			374,75		6,56	5,73	7,64	1.153,8		9,70		76,14	0,80	7,21	10,62	0,61	9,42		1.663,06	509,19	30,62			
Bosque de galería y ripario			71,96		11,33	7,81			778,30			11,27				1,47	25,86		908,00	129,69	14,28			
Herbazal denso inundable no arbolado			180,84		54,76		2,05			90,95		20,75		0,08	70,66				420,09	329,14	78,35			
Vegetación secundaria alta			4.037,56	65,39	603,71	430,79	5.610,60	9,56	24,97	11,56	1.113,20	1.534,22	11,84	42,31	6,85	9,79	109,74	169,32	13.791,40	12.678,21	91,93			
Vegetación secundaria baja			5.251,79	7,18	1.151,03	312,40	442,26	12,98	49,20	36,21	5.459,84	2.241,33	14,56	90,63	19,18	6,29	119,60	13,90	15.228,36	12.987,03	85,28			
Arenales			16,76		3,48						0,79	17,17	17,99	32,99					89,17	71,19	79,83			
Ríos			100,22		9,25	18,06		1,83			12,15	132,91	132,98	677,05					1.084,45	407,40	37,57			
Lagunas, lagos y ciénagas naturales			77,70		22,52	10,19	0,74			5,80	1,90	16,02			179,83				314,70	134,87	42,86			
Red vial y territorios asociados	0,06		0,41		0,03							241,87				35,99	0,01		278,37	242,38	87,07			
Total 2015	76,64	11,56	55.538,10	328,76	9.911,90	4.923,32	32.969,9	1.250,8	924,07	319,93	8.949,08	19.518,06	196,50	984,08	354,43	406,51	1.838,54	446,99	138.949					
Ganancia a 2015	25,95	0	27.459,81	312,99	7.957,33	4.024,39	6.359,32	97,00	145,77	228,97	7.835,88	17.276,73	178,52	307,03	174,60	370,52	1.838,54	446,99						
% de ganancia a 2015	33,86	0	49,44	95,20	80,28	81,74	19,29	7,75	15,77	71,57	87,56	88,52	90,85	31,20	49,26	91,15	100,00	100,00						

Gráfica 4. Pérdidas, persistencia y ganancia para las coberturas entre 2002 y 2015.



Los pastos limpios recuperaron espacio de pastos enmalezados (6.580 has) y vegetación secundaria baja (5.251 has), incluso las áreas con regeneración alta fueron nuevamente deforestadas para establecer actividades pecuarias (4.038 has). Sin embargo, áreas de pastos limpios recientemente abandonadas se encontraron como pastos enmalezados (4.417 has), mientras otras, que tuvieron mayor tiempo para desarrollar su sucesión se convirtieron en vegetación secundaria baja (5.962 has). Geográficamente, los pastizales se distribuyen por toda el área de estudio, con excepción del Cerro de Armas, alrededor del cual se manifiestan como pequeñas superficies poco distantes entre sí, en las zonas planas, el paisaje es constituido por una gran matriz de coberturas artificializadas, y los remanentes de vegetación natural se encuentran mucho más aislados y en pequeñas proporciones. El crecimiento en la matriz de pastos mantiene relación con la presencia de la red vial en el área de estudio.

Al 2015, se identificaron áreas que años atrás fueron ocupadas por pastos limpios, pero en las cuales, actualmente no se distingue una estructura definida entre vegetación natural o antrópica, y fueron cartografiados como mosaicos (1.938 has). Estos, también ganaron superficie del bosque alto (730 has), de los pastos enmalezados (563 has) y de la vegetación en transición alta y baja (431 y 312 hectáreas respectivamente).

La vegetación secundaria alta recibió aportes de vegetación secundaria baja (5.460 has), pastos enmalezados (334 has) y mosaicos (1.225 has). Las principales transiciones a vegetación secundaria baja provienen de pastos enmalezados (3.584 has) y la vegetación secundaria alta (1.534 has).

En el período 2002-2015 aparecen también dos coberturas de tipo antrópico, en primer lugar, el cultivo de palma de aceite, el cual se manifiesta exclusivamente sobre el sector norte del área de estudio, fue establecido principalmente sobre áreas antes ocupadas por pastos limpios (1.126 has).

El cambio de actividad productiva, puede ser interpretado como una baja rentabilidad de las actividades pecuarias, ya que las plantaciones se localizan sobre áreas que fueron convertidas a pastos desde la primera temporalidad, llegando a alcanzar más de tres décadas de explotación ganadera. También se registraron 490 hectáreas de cultivo de caucho (otros cultivos permanentes arbóreos), localizados hacia el corregimiento de Campo Capote, estas áreas fueron plantadas con el fin de reactivar las actividades productivas del sector. Las áreas sustituidas corresponden a vegetación en transición.

En las Figura 35 y 36 se expone la localización de las ganancias, pérdidas y persistencia de las unidades de cobertura más importantes, para el área de estudio.

Figura 35. Cambios y persistencia entre 2002 y 2015 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.

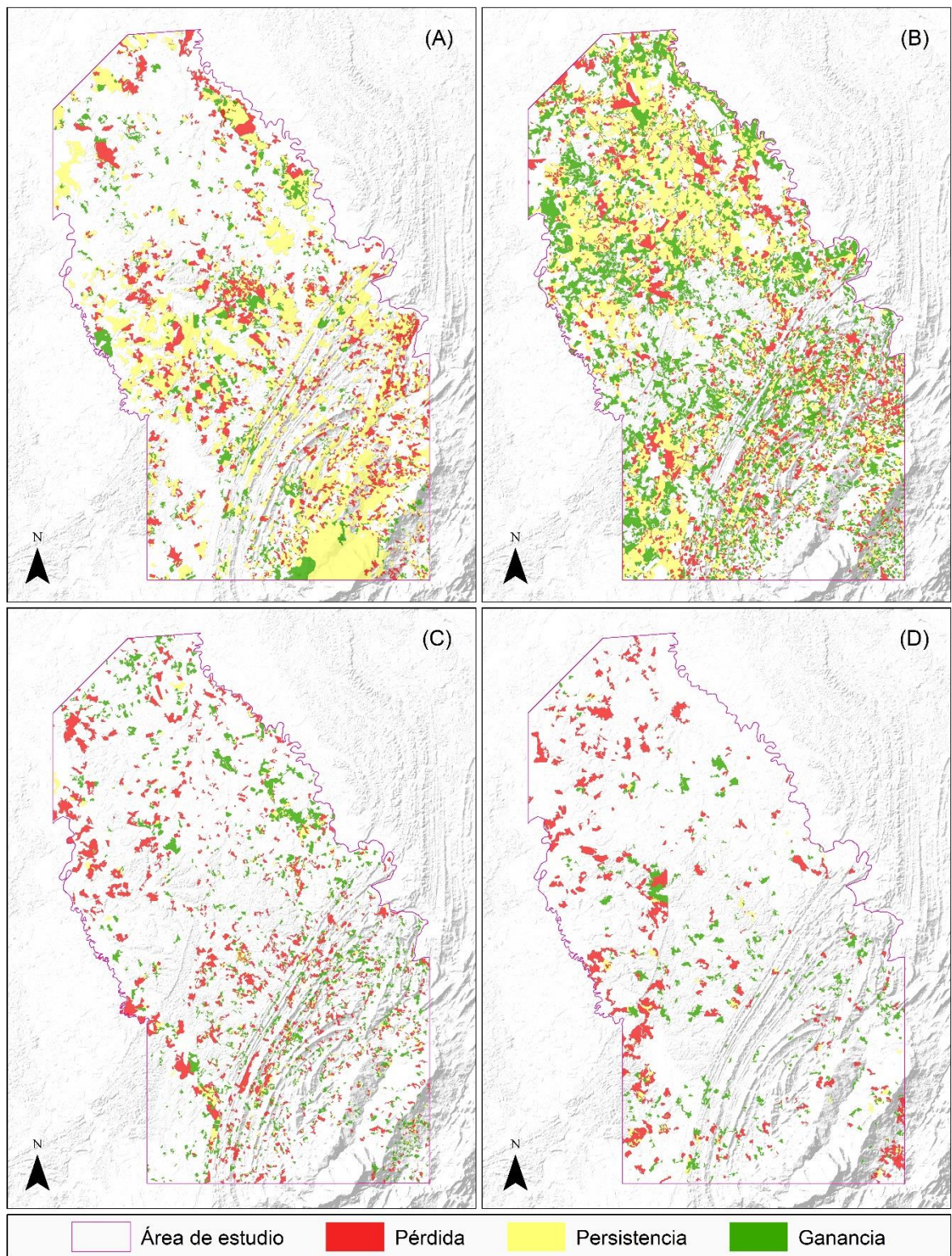
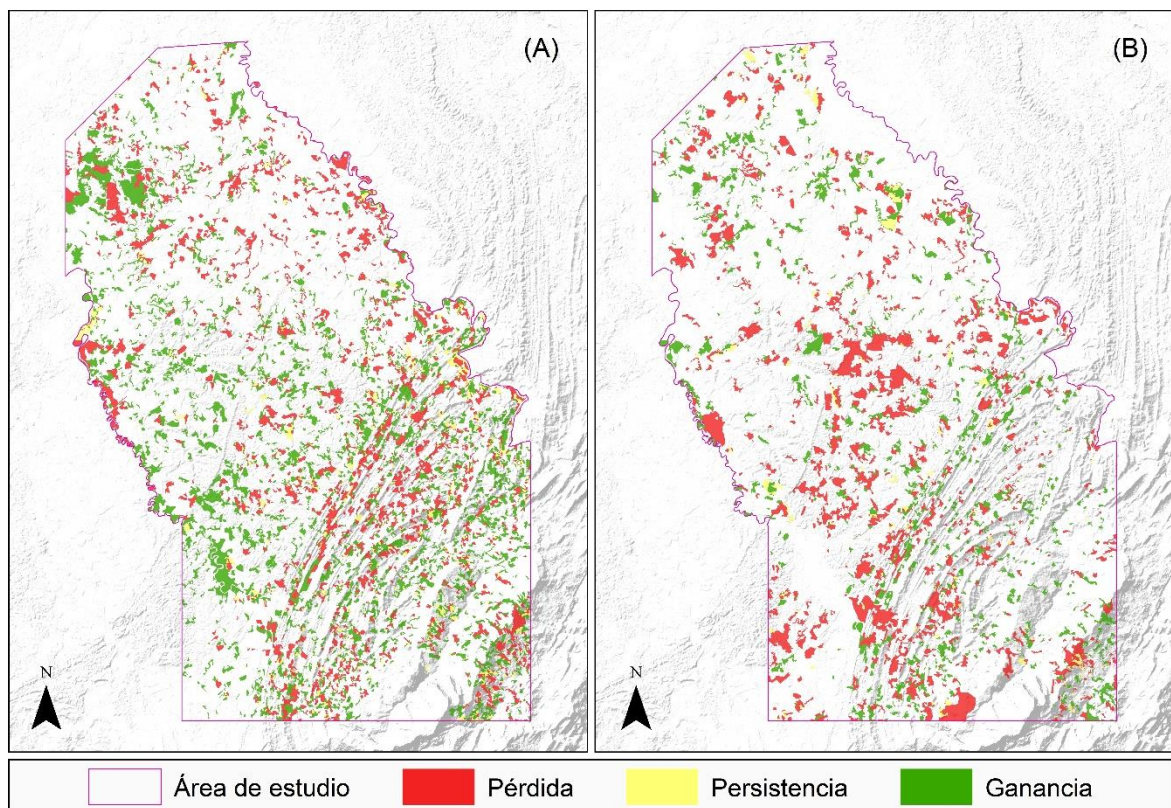


Figura 36. Cambios y persistencia entre 2002 y 2015 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.



6.3.2.4 Análisis de cambio de cobertura para el período total 1971-2015. En total, el bosque denso alto de tierra firme paso de ser la cobertura más representativa del ecosistema Carare-Opón, a perder cerca de 63.011 hectáreas (68,72%) de su superficie, la mayor parte de su área inicial, se encuentra ocupada actualmente por pastos limpios (32.606 has), siendo esta la conversión más frecuente registrada en el análisis de cada temporalidad.

Aquellas superficies que en 1971 estuvieron cubiertas de bosque, y sobre las cuales la influencia antrópica no se mantuvo hasta la actualidad, fueron registradas dentro de algún estado de sucesión así: 6.314 hectáreas que sufrieron procesos de abandono relativamente recientes, corresponden a pastos enmalezados, 5.642 hectáreas constituyeron formaciones de vegetación secundaria baja, asimismo las superficies de bosque que fueron removidas desde los primeros años que abarca este trabajo, y sobre las cuales no se mantuvo acciones antrópicas, representan al 2015, 12.694 hectáreas de vegetación secundaria alta. Cerca de 1000 hectáreas que originalmente eran bosques, fueron registradas al final del período de estudio como palma de aceite, algo similar sucedió con 387 hectáreas de caucho, en las

cuales la conversión no fue necesariamente directa, ya que antes de presentarse los cultivos, ya se habían manifestado otras actividades productivas.

El área que al principio del período no se encontraba cubierta de bosque, pero que al final fue registrada dentro de esta unidad, en su mayoría, proviene de pastos limpios y enmalezados (2.455 has), este incremento se localiza principalmente hacia las áreas limítrofes. Adicionalmente, 1.301 hectáreas que en 1971 correspondían a vegetación secundaria alta y baja, aportaron superficie a la cobertura boscosa actual, algo similar ocurrió con 621 hectáreas de mosaicos de pastos y espacios naturales.

Los pastos limpios son ahora, la cobertura con mayor extensión dentro de la región Carare-Opón, ganando cerca del 80% de su superficie (44,533 has) en aproximadamente 44 años. Estos ocupan actualmente, además de las 32.606 hectáreas originalmente de bosque, 4.278 hectáreas que a 1971 estaban ocupadas por pastos enmalezados, 1.723 a hectáreas de vegetación secundaria alta y 3.130 a vegetación secundaria baja.

Las pérdidas de pastos limpios, constituyen actualmente formaciones de vegetación secundaria alta (3.017 has), baja (1.280 has) y pastos enmalezados (1.688 has). El área que se mantuvo cubierta por pastos limpios entre 1971 y 2015 alcanza las 11.002 hectáreas, sin embargo, la explotación constante ha disminuido la productividad de los estos terrenos, provocando cambio en las actividades allí desarrolladas, favoreciendo el establecimiento de cultivos como la palma de aceite (575 has) hacia el final del período de estudio.

El área cubierta inicialmente con vegetación secundaria alta, es ahora 1.723 hectáreas de pasos limpios, 710 hectáreas de vegetación secundaria baja y 339 de pastos enmalezados. Como se mencionó antes, 772 hectáreas de vegetación secundaria alta son al 2015 bosque denso alto de tierra firme. El incremento de vegetación secundaria alta se dio, principalmente, sobre superficies de vegetación secundaria baja (577 has) y pastos enmalezados (598 has). Las ganancias de vegetación secundaria baja se dieron principalmente sobre pastos enmalezados (1.108 has).

La matriz de cambio para el período total (Cuadro 5) contiene, en detalle, los valores de cada transición entre las unidades de cobertura, asimismo la Gráfica 5 representa tanto las ganancias y pérdidas, como el área que se mantuvo cubierta por una misma unidad, adicionalmente, estos valores se representan espacialmente en las Figuras 37 y 38, para las unidades de mayor importancia.

Cuadro 5. Matriz de cambio en las coberturas de la tierra para el período 1971-2015 (valores en hectáreas)

COBERTURA 2015	Tejido urbano discontinuo	Aeropuerto sin infraestructura asociada	Pastos limpios	Pastos arbolados	Pastos enmalezados	Mosaico de pastos con espacios naturales	Bosque denso alto de tierra firme	Bosque denso bajo de tierra firme	Bosque de galería y ripario	Herbazal denso inundable no arbolado	Vegetación secundaria alta	Vegetación secundaria baja	Arenales	Ríos	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	Red vial y territorios asociados	Palma de aceite	Otros cultivos permanentes arbóreos	Total 1971	Pérdida a 2015	% de pérdida a 2015			
Tejido urbano discontinuo	47,35		20,81		0,49	0,31	0,06		0,19		0,01	2,30		0,01		2,12			73,66	26,31	35,72			
Aeropuerto sin infraestructura asociada		3,99	2,95																6,94	2,95	42,52			
Pastos limpios	7,44	7,43	11.002,22	75,46	1.688,70	980,65	1.520,10	47,98	195,61	16,64	1.280,44	3.017,25	35,24	166,34	18,08	128,57	575,89	18,78	20.782,85	9.780,63	47,06			
Pastos arbolados			134,03	6,32	33,85	8,86	41,82	2,50			24,61	83,06	1,09	9,44		0,25			345,84	339,52	98,17			
Pastos enmalezados	5,50	0,01	4.278,66		706,06	253,53	635,71	69,22	45,43	68,98	598,71	1.108,90	17,58	66,06	15,33	43,17	154,11	29,18	8.096,15	7.390,09	91,28			
Mosaico de pastos con espacios naturales			1.490,71		81,19	212,02	621,82	91,15	45,19	68,96	265,68	287,12	2,84	15,96	24,48	10,06	15,31		3.232,48	3.020,46	93,44			
Bosque denso alto de tierra firme	11,52		32.606,48	214,00	6.314,49	3.124,46	28.678,20	183,48	431,91	27,45	5.642,66	12.694,90	28,50	121,16	51,20	190,69	981,00	387,09	91.689,21	63.011,01	68,72			
Bosque denso bajo de tierra firme			424,51	7,67	72,62		116,96	723,54	10,66	34,16	20,02	308,30		6,15	10,88	2,27			1.737,74	1.014,20	58,36			
Bosque de galería y ripario			134,94	0,14	5,35	27,10	36,95		81,81		14,03	38,23		0,11	1,08	0,92	19,20		359,86	278,05	77,27			
Herbazal denso inundable no arbolado			251,45		68,78			14,70		45,12	3,45	98,96			64,02				546,49	501,37	91,74			
Vegetación secundaria alta	4,22		1.723,95	12,16	339,75	111,27	529,53	38,67	16,88	57,08	351,81	710,70	0,90	21,39	35,35	6,64	15,49	1,82	3.977,61	3.625,80	91,16			
Vegetación secundaria baja	1,19		3.130,69	10,90	549,72	186,14	772,37	15,89	95,78	1,92	577,21	849,65	4,70	57,71	7,13	21,80	73,60	10,01	6.366,42	5.516,77	86,65			
Arenales			8,99		10,24	2,02	0,83	2,20			27,78	51,47	11,70	28,89					144,12	132,42	91,88			
Ríos			260,13	2,10	39,84	16,34	8,04	12,34			124,10	242,55	90,17	471,84	1,39	0,01			1.268,83	796,99	62,81			
Lagunas, lagos y ciénagas naturales			21,75						0,58		0,23	0,52			128,73		0,01		151,82	23,09	15,21			
Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales			37,48		0,13		1,10	31,14			10,84	10,39	4,20	20,03			3,69		119,01	119,01	100,00			
Herbazal denso inundable arbolado			6,05					21,85			7,03	13,92		1,12					49,97	49,97	100,00			
Total 2015	77,22	11,43	55.535,80	328,76	9.911,22	4.922,70	32.963,49	1.254,66	924,04	320,32	8.948,63	19.518,24	196,91	986,19	357,68	406,51	1.838,31	446,89	138.949					
Ganancia a 2015	29,87	7,45	44.533,58	322,43	9.205,16	4.710,68	4.285,29	531,12	842,23	275,19	8.596,82	18.668,58	185,22	514,35	228,95	406,51	1.838,31	446,89						
% de ganancia a 2015	38,68	65,11	80,19	98,08	92,88	95,69	13,00	42,33	91,15	85,91	96,07	95,65	94,06	52,16	64,01	100,00	100,00	100,00						

Gráfica 5. Pérdidas, persistencia y ganancia para las coberturas entre 1971 y 2015.

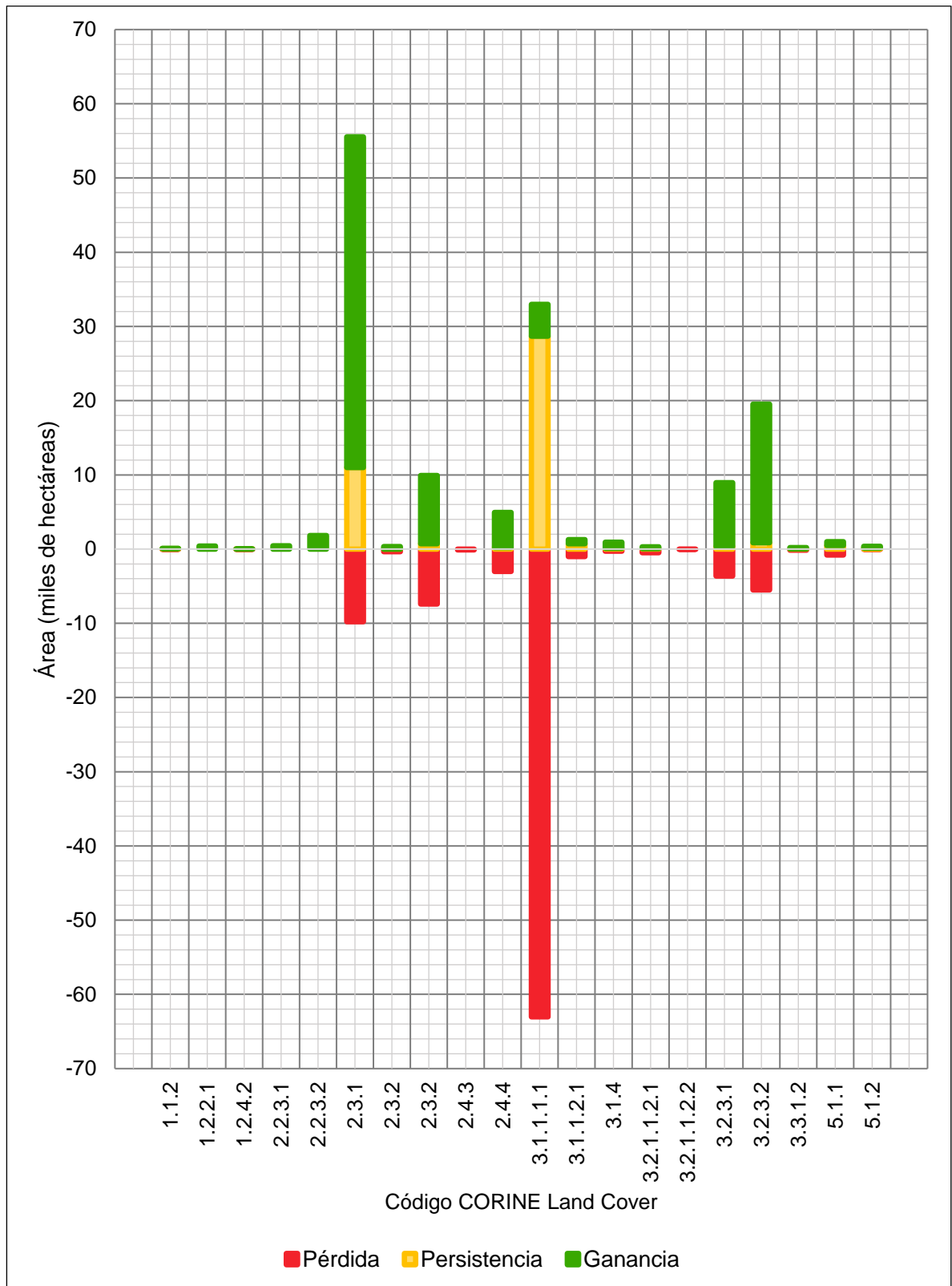


Figura 37. Cambios y persistencia entre 1971 y 2015 para (A) bosques, (B) pastos limpios, (C) pastos enmalezados y (D) Mosaico de pastos con espacios naturales.

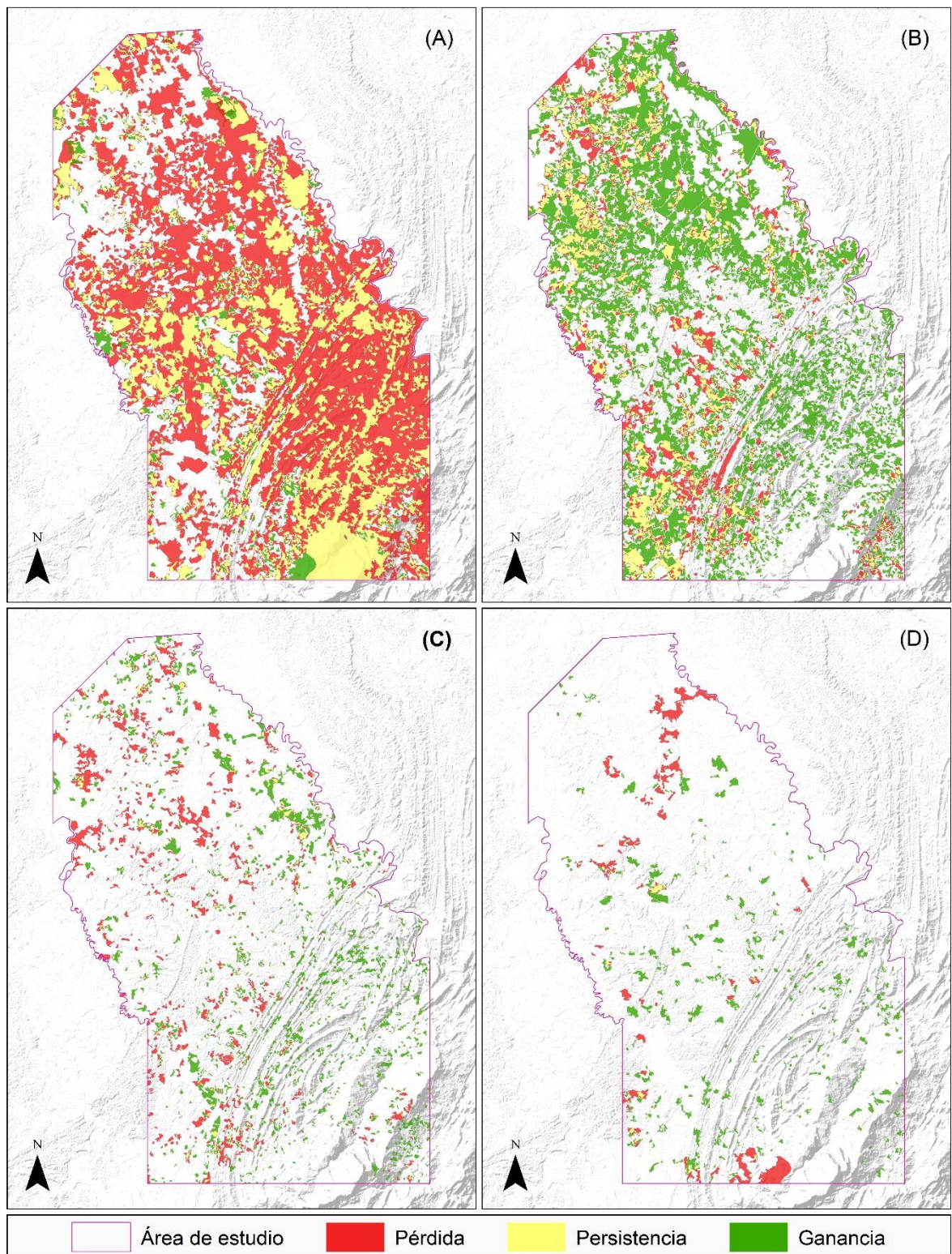
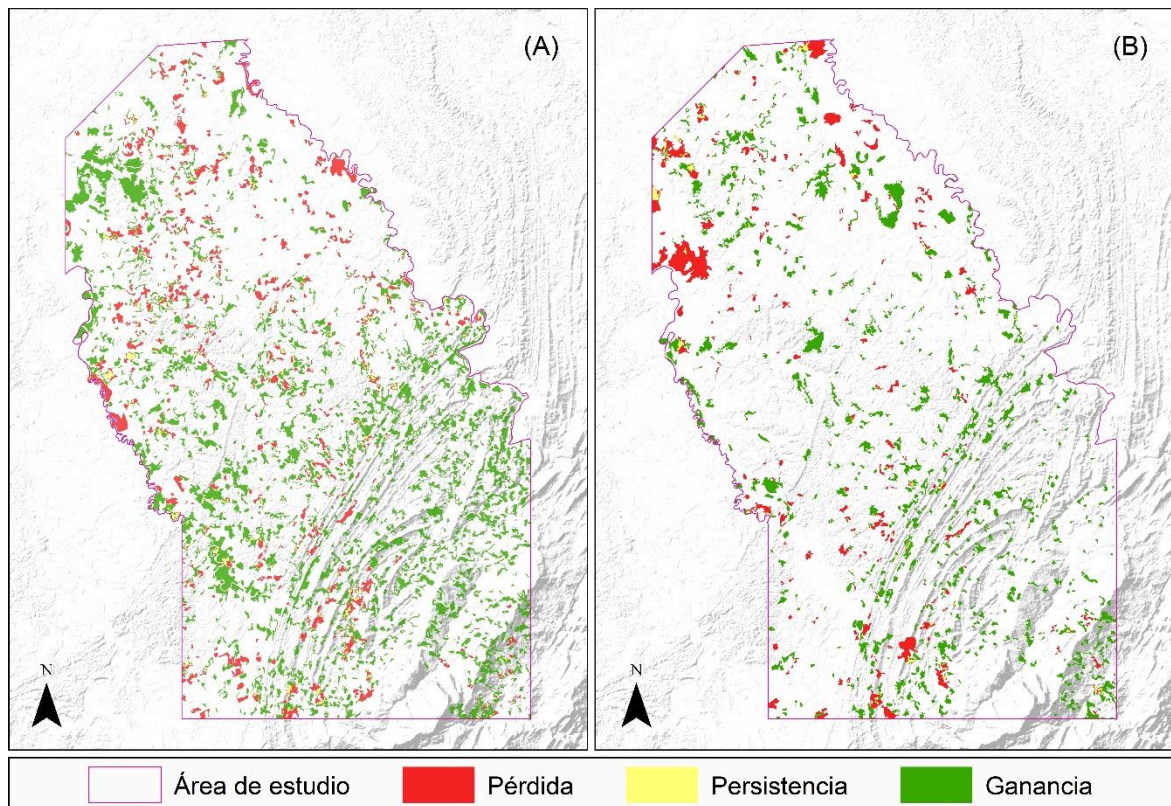


Figura 38. Cambios y persistencia entre 1971 y 2015 para (A) vegetación secundaria baja y (B) vegetación secundaria alta.



Como se aprecia en los mapas de cambio y persistencia, los bosques (principalmente el bosque denso alto de tierra firme) y los pastos limpios alcanzan los mayores valores en cuanto a pérdidas y ganancias respectivamente, para el período total de análisis.

El incremento de pastizales provoca la formación de una gran superficie continua sobre el sector norte, donde las acciones antrópicas se han mantenido constantes durante más de cuatro décadas. No obstante, la colonización de nuevas áreas, amenaza con eliminar la cobertura natural boscosa que solo se ha preservado en la zona montañosa, aledaña al cerro de armas y algunos parches localizados sobre relieves planos.

6.4 ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN.

De acuerdo con Corzo, *et al.*¹³⁹, Colombia es poseedor de un elevado potencial en biodiversidad, pero a pesar de depender de manera indisoluble de los servicios ecosistémicos, estos son amenazados cada día a causa de la transformación de los bosques. “La fragmentación y pérdida de hábitat es uno de los procesos antrópicos más devastadores sobre la biodiversidad”¹⁴⁰.

Mediante el análisis geométrico y espacial de la fragmentación, fue posible conocer el comportamiento de las variables ecológicas y de paisaje que juegan un papel significativo sobre la conservación de la biodiversidad, en los hábitats boscosos de la región Carare-Opón. Así, con apoyo de la información referida al tema, expuesta en el marco teórico (numeral 4.1.8), y los valores aquí calculados, se facilita reconocer las posibles afectaciones que sobre los recursos biológicos se han ejercido, especialmente a nivel de fauna forestal.

Debido a que los análisis se aplicaron al conjunto conformado por los bosques y la vegetación secundaria alta, y tomando como referencia los resultados expuestos en la caracterización de la deforestación, donde se determinó que las transformaciones que se ejercieron sobre bosques fueron, principalmente, producto de la acción antrópica (conversión a pastos limpios, pastos enmalezados, vegetación secundaria alta o mosaicos); la pérdida de superficie de la unidad aquí evaluada se contrasta con la ganancia de áreas denominadas *antrópicas*, *artificializadas* o sencillamente *no boscosas*, a pesar de que la información estas, comprende la sumatoria de todas las coberturas diferentes a bosques, incluyendo herbazales, arenales y cuerpos de agua cuyo origen no es propiamente humano.

6.4.1 Análisis fractal. Las métricas calculadas con ayuda del SIG Fragstats, se presentan en la Tabla 20 y su variación a través del tiempo se representa visualmente en las Gráficas 6, 7 y 8 donde el eje de las abscisas representa los años. A continuación, se realiza un análisis de cada una de las mismas.

6.4.1.1 Área de parches. Para 1971, el área promedio de los fragmentos de bosque fue de 634,83 hectáreas; a 1986, decreció en el 67% y pasó a registrar un valor de 208,10 hectáreas. El área media de los parches, conservó su decrecimiento de manera aproximadamente lineal y registró para 2002 y 2015 valores respectivos de 114,54 y 60,59 hectáreas.

¹³⁹ CORZO. *et al.* Op. cit., p. 4.

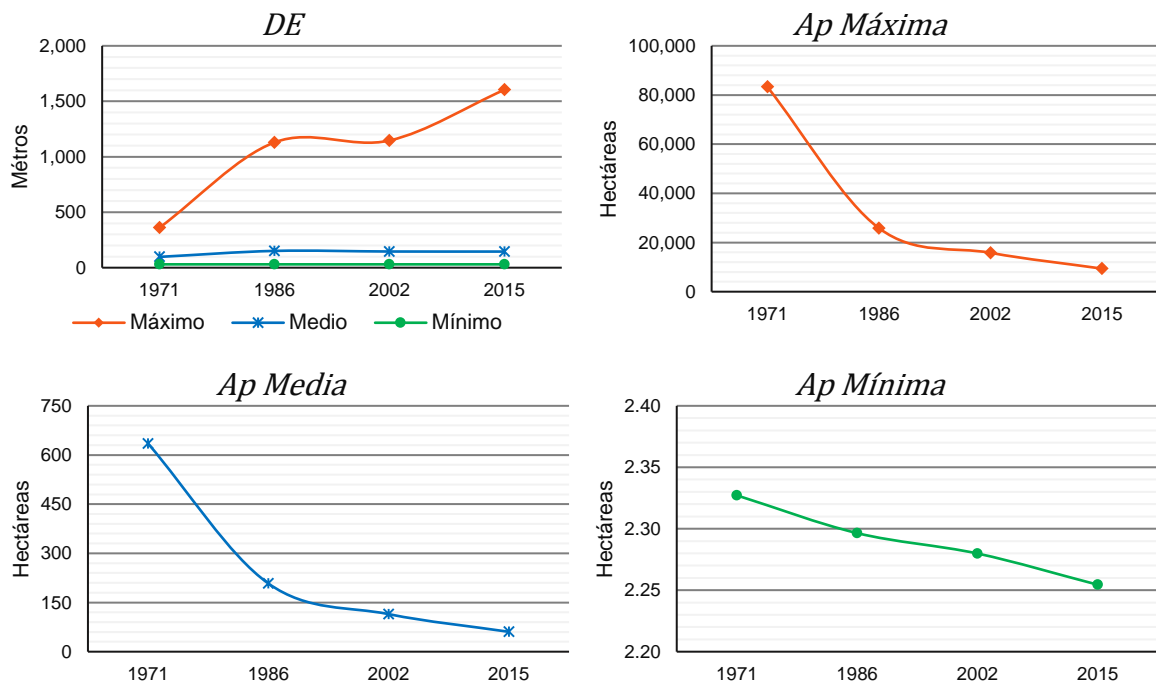
¹⁴⁰ LAURANCE, W.F. and BIERREGAARD. R.O. Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. Citados por SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p. 5.

Tabla 20. Métricas de fragmentación para los parches, la clase bosque y el paisaje de la región Carare-Opón entre 1971 y 2015.

Nivel	Métrica / unidades	Valor	1971	1986	2002	2015
Parche	Área de parches (A_p) / hectáreas.	Máximo	83.283,44	25.829,33	15.795,57	9.371,01
		Medio	634,83	208,10	114,54	60,59
		Mínimo	2,33	2,30	2,28	2,25
	Distancia euclidiana al vecino más cercano (DE) / metros.	Máximo	361,25	1.129,29	1.146,30	1.603,32
		Medio	97,34	151,04	145,56	145,25
		Mínimo	30,00	30,00	30,00	30,00
Clase	Área total (A_t) / hectáreas.	Total	97.764,42	64.302,50	55.894,07	44.355,44
	Número de fragmentos (N_f) / Cantidad.	Total	154	309	488	732
	Densidad de fragmentos (D_f) / Número de fragmentos en 100 hectáreas.	Total	0,12	0,23	0,35	0,52
	Densidad de borde (Db) / metros por hectárea	Medio	23,69	27,87	30,43	31,68
	Radio de giro (R_g) / metros.	Medio	330,96	385,32	299,78	249,96
	Índice de forma (If) [*] / sin unidades.	Máximo	19,453	14,081	16,534	14,336
		Medio	2,072	2,209	2,071	2,077
		Mínimo	1,125	1,111	1,136	1,080
	Índice de dimensión fractal (Idf) / sin unidades.	Máximo	1,310	1,298	1,297	1,290
Medio		1,099	1,104	1,103	1,110	
Mínimo		1	1	1,019	1,021	
Paisaje	Índice de diversidad de Shannon (IdS) / sin unidades.		1,034	1,497	1,495	1,522
	Índice de diversidad uniforme de Shannon ($IduS$) / sin unidades.		0,382	0,583	0,583	0,562

* Para los índices de forma, dimensión fractal y de paisaje se tuvieron en cuenta las milésimas de unidad.

Gráfica 6. Comportamiento de las métricas de fragmentación a nivel parche, a través del tiempo.



Las consecuencias que se pueden derivar de la pérdida de superficie en los fragmentos de hábitat, logran explicarse a través de la *hipótesis de muestreo*¹⁴¹, la cual expone que la posibilidad de retención de una especie en un ecosistema, depende de la densidad ecológica de la misma. Por tal motivo, las especies con menor cantidad de individuos por unidad de área son más susceptibles a desaparecer, y su vulnerabilidad incrementa conforme un hábitat es fragmentado a parches cada vez más pequeños, escenario presentado en el ecosistema forestal de la región Carare-Opón.

Los valores máximos en la superficie de los parches indican que para 1971 existía la presencia de un gran parche que con 83.283 hectáreas cubría cerca del 60% del área de estudio, el tamaño de este parche fue fuertemente disminuido para 1986, donde paso a ocupar solamente 25.829 hectáreas, a 2002 su superficie decreció a 15.795 hectáreas y al final del período de estudio su área correspondía a menos del 12% de su magnitud original.

¹⁴¹ SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p. 4.

El deterioro de la biodiversidad puede ser explicado mediante la *teoría de biogeografía de islas*¹⁴², la cual sostiene que, para conservar las comunidades en los fragmentos de bosque, se requiere de la presencia de un continente o hábitat de gran tamaño, que albergue variadas poblaciones y el cual, mediante procesos de colonización proporciona los individuos, para mantener estable las comunidades de los hábitats de menor tamaño. En el área de estudio, este equilibrio fue alterado a medida que disminuyó el tamaño del continente o parche de área máxima. El área mínima, calculada entre los fragmentos, decrece para cada temporalidad, y en 2015, equivale a la unidad mínima cartografiada, con lo cual no se descarta la presencia de parches mucho más pequeños que no fueron incluidos en los mapas de cobertura.

6.4.1.2 Distancia euclidiana al vecino más cercano. Esta métrica fue determinada para cada parche y mide el grado de aislamiento entre los mismos. Desde la perspectiva ecológica, permite conocer la distancia mínima que un individuo debe recorrer desde el borde de un fragmento a otro.

Para 1971 los resultados en la distancia euclidiana al parche más cercano parten de un valor medio de 97,34 metros con un máximo de 361,25 metros, en esa fecha se presentaba una estructura más conectada entre fragmentos de hábitat, lo cual garantizaba la presencia de fauna en cada uno de estos, dada la facilidad para la repoblación en caso de extinción local. A 1986, el valor medio incrementó aproximadamente dos veces, provocando dificultad en la movilidad de la fauna forestal entre hábitats, así, los individuos que requerían cruzar la matriz, debían recorrer, en promedio para el ecosistema, 151 metros. Adicionalmente para ese momento del tiempo se empezaron a manifestar parches muy aislados, de hasta 1,13 kilómetros.

Para el año 2002, la distancia euclidiana al vecino más cercano evaluada sobre los fragmentos más aislados, se mantuvo en incremento, llegando a alcanzar un valor máximo de 1.15 kilómetros. Sin embargo, el valor medio de esta métrica se redujo a 145,56 metros, esto consecuencia de la nueva división de fragmentos, lo cual provoca la formación de hábitats más pequeños y cercanos entre sí, no obstante, la métrica a nivel ecosistema es considerablemente alta. Para el año 2015 se registró un comportamiento similar al período anterior, donde las consecuencias más graves se manifiestan en el elevado grado de aislamiento de algunos fragmentos, el valor máximo en esta métrica es de 1,6 kilómetros, más de cuatro veces el original, el valor medio se mantiene sobre los 145,25 metros.

El valor mínimo de distancia euclidiana al vecino más cercano para cada momento del tiempo es de 30 metros, es decir que un individuo de cualquier especie presente

¹⁴² SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p. 4.

en la región Carare-Opón debe desplazarse más de 30 metros para pasar de un fragmento de hábitat a otro.

Estos resultados, analizados desde la teoría de *metapoblaciones*¹⁴³, permiten justificar las extinciones locales de especies, el concepto parte de una dinámica de repoblaciones o reforzamiento demográfico cuando desciende el número de individuos en un fragmento, y la posibilidad que esto suceda depende de la distancia de dicho fragmento al vecino más próximo, así las cosas, el incremento en la distancia euclidiana al vecino más cercano para la región Carare-Opón, dificulta recolonización con individuos, generando balances negativos, que para el ecosistema se hacen más evidente conforme avanza el tiempo.

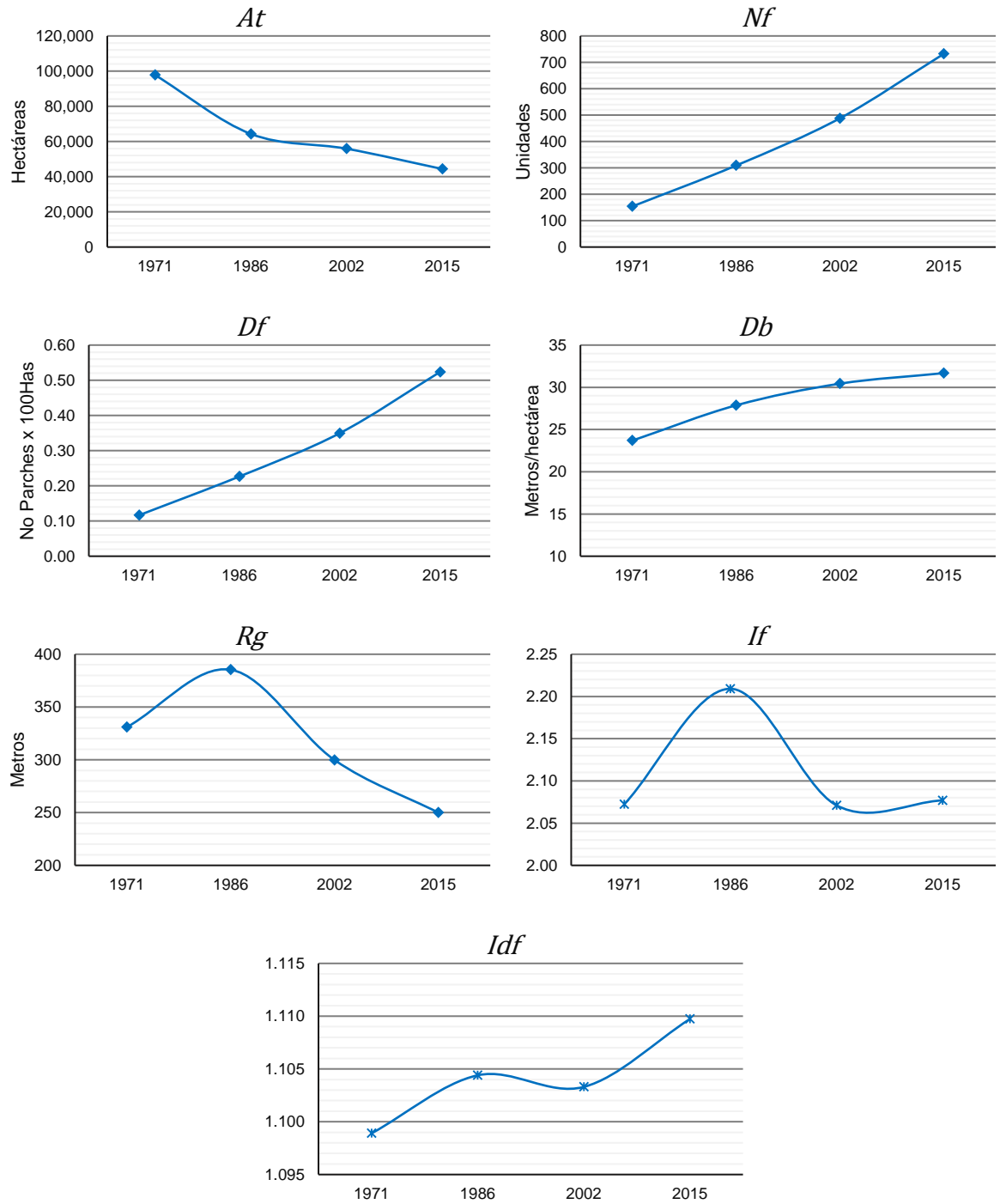
6.4.1.3 Área total. La variación encontrada en esta métrica, aplicada a la clase bosque, actúa como complemento de los resultados obtenidos en el análisis multitemporal de deforestación. Se observó que para 1971 el área ocupada por los bosques y la vegetación secundaria alta, alcanzaba las 97.764 hectáreas, equivalentes al 70% de área de estudio. Durante los primeros 15 años la fragmentación se produjo de manera acelerada, perdiéndose alrededor del 34% de la superficie original, para finalmente registrar 64.302 hectáreas en el año 1986.

La proporción de pérdidas con respecto al inicio del período se redujo para las dos temporalidades finales, de esta forma, entre 1986 y 2002 se perdió cerca del 13% y se registró un valor de 55.894 hectáreas para el 2002. Por su parte la superficie de áreas boscosas en el período final, 2002 a 2015, decreció en un 20%, provocando que al 2015 solo se registren 44.355 hectáreas. En el período total se perdió más de la mitad de la superficie ocupada por los bosques en la región Carare-Opón y conforme disminuyó la cantidad de hábitat, se produjo un incremento en proporciones inversas de la superficie antrópica que lo sustituyó.

6.4.1.4 Numero de fragmentos. Esta métrica inicia con un valor total de 154 parches para 1971, duplica su valor para el año 1986, donde registró un total de 309 parches. Al 2002 presentaba 488 fragmentos y al 2015 reportó un valor total de 732 unidades, incrementó aproximadamente cinco veces durante el período total. El aumento en esta métrica a lo largo del tiempo, refleja el grado de división al que fueron sometidos los parches boscosos y su influencia en la formación de áreas limítrofes, entre los hábitats naturales y la matriz que los rodea, amenazando los organismos que allí habitaban.

¹⁴³ SANTOS y TELLERÍA. Op. cit. p. 4.

Gráfica 7. Métricas de fragmentación para la clase bosque en el área de estudio, entre 1971 y 2015.



6.4.1.5 Densidad de fragmentos. Esta métrica depende de los valores de área total y número de parches, su importancia radica en la facilidad para realizar comparaciones entre los resultados obtenidos para ecosistemas de diferente superficie.

Para la región Carare-Opón, el número de fragmentos por cada 100 hectáreas incrementa gradualmente desde 0,11 en 1971 hasta 0,52 en 2015. Para el municipio de Villanueva en el departamento de Casanare, Colombia, González y Romero¹⁴⁴, reportan la disminución de la densidad los parches de bosque de galería de 0,16 a 0,13 en un período de 10 años. Las diferencias entre las alteraciones de los dos ecosistemas vienen dadas por el tipo de matriz que rodea al hábitat bajo estudio, en el caso de Villanueva, la pérdida de bosque se produjo por el crecimiento de las plantaciones de palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq), debido a que la agroindustria demanda grandes y uniformes extensiones cuya geometría no permite espacios para la preservación de áreas boscosas. En el caso del Carare-Opón, el cambio de actividad económica es ampliamente identificado hacia fines pecuarios, esto provoca el crecimiento irregular de la superficie de la matriz de pastos hacia los hábitats, permitiendo la persistencia de pequeños fragmentos dentro de la misma.

6.4.1.6 Densidad de borde. Para 1971, la longitud de segmentos de borde por hectárea registró un valor de 23,69 metros, esta métrica incremento a 27,87 metros para 1986, asimismo, para los años 2002 y 2015 se registró crecimiento a 30,43 y 31,68 metros respectivamente, la densidad de borde aumenta conforme es mayor el número de fragmentos en la región Carare-Opón.

La densidad de borde constituye una de las métricas más importantes en el estudio de ecosistemas, relaciona los segmentos de borde de todos los parches del hábitat de estudio, con el área total del paisaje. las consecuencias que el incremento de la densidad de borde provoca en un paisaje, se manifiesta en el área limítrofe entre el bosque con las coberturas que conforman la matriz, produciendo la que en términos ecológicos se conoce como: *efecto de borde*, el cual influye en la zonificación interior de los fragmentos. Para revisar este comportamiento de manera más profunda se desarrolló el análisis espacial de la fragmentación el cual se presenta a partir del numeral 5.5.2 del presente trabajo.

6.4.1.7 Radio de giro. Indica la distancia media que un individuo puede moverse desde el interior de un fragmento hasta aparecer en el borde del mismo. Asimismo, las respuestas de esta métrica decrecen conforme la fragmentación manifiesta valores críticos en un ecosistema.

¹⁴⁴ GONZÁLES y ROMERO. Op. cit., p. 78.

Para la región Carare-Opón, se inicia con un radio de giro medio de 330,96 metros, este manifiesta la disponibilidad del hábitat para favorecer la movilidad de especies en su interior, sin llegar a encontrarse bajo las amenazas que ofrecen los límites entre bosques y coberturas alteradas por el factor antrópico. En el año 1986 el radio de giro medio incrementa en 55 metros, registrando un valor final de 385,32 metros, este comportamiento se debe a la presencia de parches de mayor tamaño y perímetros más uniforme procedentes del gran hábitat registrado en 1971. Posteriormente el índice disminuye y reporta a 2002 un valor de 299,78 metros y finalmente a 2015 alcanza su menor expresión con 249 metros. La tendencia negativa de los dos últimos periodos, indica avanzada alteración de la configuración del paisaje, provocando que los bosques cedan terreno ante la fragmentación.

6.4.1.8 Índice de forma. A partir de la relación perímetro/superficie, el índice de forma, permite comparar la similitud de los fragmentos del bosque con formas circulares, donde el efecto de borde se manifiesta de manera homogénea sobre todo su perímetro. Cuando esta comparación se cumple, el índice de forma toma como resultado la unidad, sin embargo, en un área fragmentada los parches pueden asumir formas muy irregulares generando como respuesta al índice, valores superiores.

La métrica parte de un valor promedio de 2,072 para el año 1971, luego incrementó a 2,209 para 1986. El crecimiento en la irregularidad de las formas de los fragmentos se produjo al mismo tiempo que se duplicó el número de parches y se alcanzó la mayor pérdida de área media en los mismos (67,22% en relación a la registrada originalmente), los crecimientos de las áreas limítrofes entre bosque y la matriz de pastos provocó el aumento de la relación entre el perímetro y el área de los parches. Para el año 2002, el índice de forma medio decreció a 2,071, valor muy cercano al registrado en 1971, este comportamiento se generó mientras la proporción relativa de pérdida de área total de la clase y área promedio de los parches, alcanzó su más baja expresión (13,08 y 44,96%), estos valores son ocasionados por la disminución en la deforestación y el crecimiento de vegetación secundaria alta, no obstante, la división de los parches provocó el incremento en un 57,93% de su cantidad (Tabla 21).

El índice reportó valores medios similares para 2015, asimismo, para esta temporalidad incrementó nuevamente la pérdida de área media de los parches y el total para la clase, aun así, la división de parches registró su menor proporción de cambio (50%), lo cual permitió estabilizar la irregularidad de las formas en un valor promedio de 2,077.

El análisis de los parches con formas muy irregulares, inicia con un valor en el índice de 19,453, el valor máximo difiere de la media, en que para la primera temporalidad disminuyó a 14,081. mientras para el final de la segunda temporalidad, aumentó de nuevo a 16,534. Al 2015 el valor máximo en el índice de forma registró 14,336, no

obstante, es un valor inferior al original. El comportamiento de los valores mínimos se presenta de manera similar, para el final del período de estudio se reconocen formas bastante regulares, esto se produce por la geometría uniforme de los fragmentos de bosque que comparten límites con áreas de pastos manejados.

6.4.1.9 Índice de dimensión fractal. Permite medir la complejidad en la geometría de los fragmentos, tomando como referencia la forma de los mismos. Para la región Carare-Opón esta métrica inicia desde un valor promedio de 1,099, su cercanía a la unidad, muestra que los fragmentos presentaban formas sencillas con perímetros muy simples, este comportamiento puede ser inducido por las líneas imaginarias que se trazaron para delimitar el área de estudio, los cuales dividían parches por medio de líneas rectas, sin embargo, adicionalmente esto puede representar la importante superficie boscosa que se extendía más allá del área de estudio.

A medida que aumentó la deforestación, el índice reportó que en promedio la geometría de los parches se hizo más compleja (1,104), sin embargo se produjo una leve disminución entre los años 1986 y 2002 (1,103), período que reportó descenso en la deforestación relativa y donde las masas de vegetación secundaria crecieron para disminuir la irregularidad de los fragmentos, no obstante, para 2015 en índice incrementó de manera más rápida (hasta 1,11) donde se aprecia la tendencia hacia la complejidad en los parches de bosque.

Los valores máximos en el índice de dimensión fractal, decrecen entre cada temporalidad, dado que los parches con geometría más compleja tienden a desaparecer con el tiempo. asimismo, los valores mínimos, que reportan la existencia de parches sencillos, empiezan a incrementar su complejidad para las dos temporalidades finales.

Tabla 21. Proporción de cambios en las respuestas de las métricas en relación al valor registrado al inicio de la temporalidad.

Métrica	Temporalidad 1971-1986	Temporalidad 1986-2002	Temporalidad 2002-2015
Área total	34,23%	13,08%	20,64%
Área de parches (media)	67,22%	44,96%	47,10%
Número de parches	100,65%	57,93%	50,00%

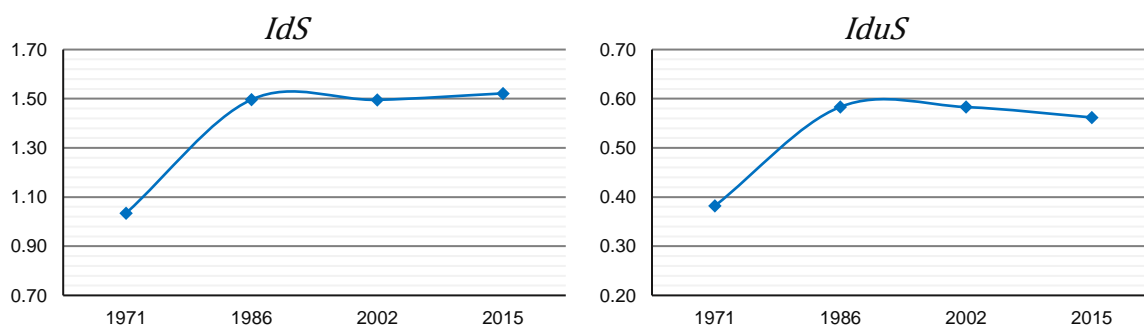
6.4.1.10 Índice de diversidad de Shannon. Esta métrica mide la diversidad en composición y estructura del paisaje, toma valores altos conforme aumenta la heterogeneidad del mismo, para 1971, el índice reportaba un valor de baja

diversidad en el paisaje (1,034) ya que este se encontraba dominado por la cobertura de bosques y esta a su vez, por un parche de gran tamaño, sin embargo, para el año 1986, el índice incrementa su valor a 1,497, manifestando el cambio hacia un paisaje donde las coberturas adquieren una distribución más proporcional dentro del área de estudio e incrementan la cantidad de parcelas en las cuales se distribuyen. Para la temporalidad 1986 a 2002, el paisaje mantiene su diversidad estable (1,495) y para 2015 se presentó un pequeño aumento hasta alcanzar un valor de 1,522.

6.4.1.11 Índice de diversidad uniforme de Shannon. Este índice describe de manera más plausible la alteración del paisaje forestal de la región Carare-Opón, su valor incrementa cuando existe uniformidad en el paisaje debido a que todas las clases se presenten la misma proporción.

Los resultados muestran que para 1971 el índice tiene un valor de 0.382, consecuencia de la dominancia en el paisaje de la clase equivalente a bosques, el índice crece hasta reportar 0.583 en 1986, donde la pérdida de bosques y el crecimiento de áreas pecuarias favorece la homogeneidad en los valores de cobertura, mantiene su valor para 2002 (0,583) y disminuye paulatinamente para 2015 (0,562), conforme el área de pastos supera la superficie de hábitats naturales y empieza a constituir la clase dominante del área de estudio. Es decir, la tendencia es a regresar hacia la uniformidad, pero invirtiendo el papel de la clase dominante, pasando de un paisaje natural a uno establecido por el factor antrópico.

Gráfica 8. Variación de los índices de diversidad de paisaje a través del tiempo, para la región Carare-Opón.



6.4.2 Análisis espacial de la fragmentación. Se determinaron las categorías de fragmentación propuestas por Riitters, *et al.*¹⁴⁵, para definir la continuidad espacial del ecosistema en términos de su estructura, dado que este tipo de análisis permite caracterizar áreas, que por su ubicación dentro de determinado parche son distinguidas como hábitats, donde la fauna encuentra las condiciones óptimas para su subsistencia, se evaluó como una sola unidad las formaciones de vegetación secundaria alta, bosque de galería y ripario, bosque denso alto y bosque denso bajo, considerando que no existen barreras físicas entre las mismas. Como resultado se elaboraron los mapas que soportan este análisis, representados en las Figuras 39, 40, 41 y 42.

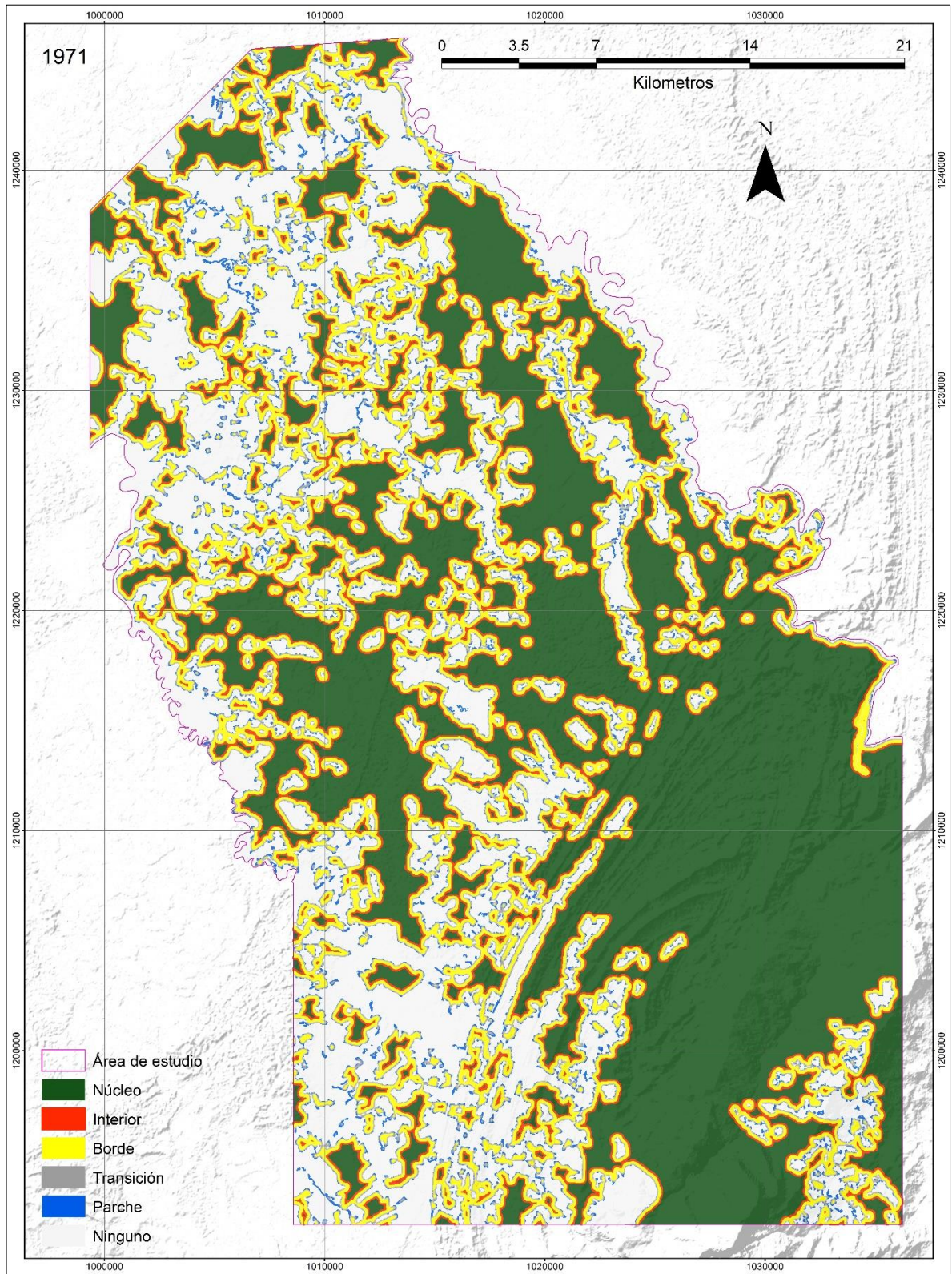
Para 1971, las 97.670 hectáreas que estaban cubiertas por vegetación arbórea, en su mayoría pertenecientes al bosque denso alto, contenían en cerca del 62% de su superficie, áreas núcleo, estas se encontraban representadas por 239 unidades, de las cuales solo una abarcaba 52.534 hectáreas (6,75 veces la superficie que suman todas las demás) y se extendía desde el Cerro de armas hasta las colinas bajas del área de estudio. Esta unidad representó el hábitat más importante para la biodiversidad, debido a que su continua superficie soportaba grandes poblaciones de fauna que se movilizaban libremente dentro y fuera del área de estudio y cuyas interacciones mantenían la diversidad genética de los individuos para garantizar su persistencia en el tiempo, sin embargo, este equilibrio se vio severamente alterado de la forma que se presentará más adelante.

La categoría interior, ubicada espacialmente a continuación de los núcleos, representó el 4,28% del área de estudio, su importancia radicaba en la conexión de 32 hábitats pequeños con el gran núcleo descrito en el párrafo anterior, así las áreas interiores constituían una angosta franja por la cual los individuos de las diferentes especies se movilizaban sin estar expuestos a los riesgos que ofrecen las superficies limítrofes entre el bosque y las coberturas bajo influencia antrópica.

Como se aprecia en la Tabla 22, los bordes formaban la tercera categoría de mayor superficie en el área de estudio, después de los núcleos y áreas no boscosas (Ninguno), llegando a ocupar, en 1971, cerca del 18% de la región Carare-Opón (24.916 has). La franja de borde es muy importante, dado que sobre esta se manifiestan las consecuencias directas de la fragmentación del paisaje, debido a la exposición del bosque hacia superficies ocupadas por actividades antrópicas y las alteraciones ecológicas que estas provocan, no obstante, la continuidad espacial de la cobertura bajo estudio, permitía mantener hábitats importantes, más allá del área limítrofe.

¹⁴⁵ RIITTERS, *et al.* Citados por VARGAS. Op. cit., p. 34.

Figura 39. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 1971.



Las consecuencias más severas, de la presencia de la franja de borde se manifiestan cuando el tamaño de los parches es muy reducido, situación que para ese momento del tiempo era poco frecuente, en el área de estudio.

Tabla 22. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 1971.

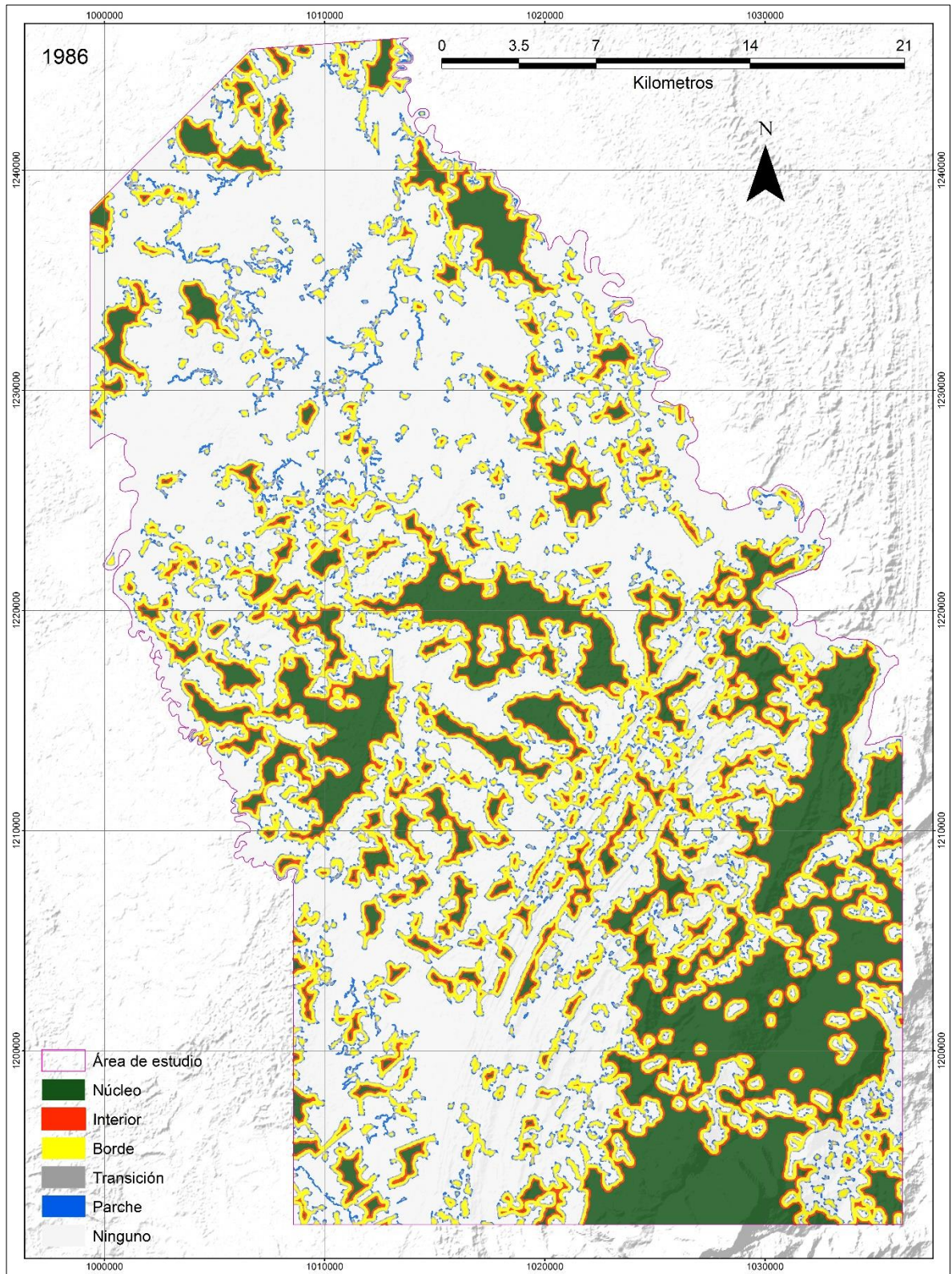
Categoría	Área ocupada en 1971 (hectáreas)	Proporción en relación al área de estudio (%)	Número de unidades.
Núcleo	60.319,01	43,41	239
Interior	5.947,96	4,28	252
Borde	24.916,10	17,93	300
Transición	4.952,36	3,56	5.614
Parche	1.535,28	1,10	12.858
Ninguno	41.279,02	29,71	784
Total	138.949,73	100,00	20.047

Las áreas en transición y parche, ocupaban en menor proporción la superficie de la región Carare-Opón (3,56 y 1,1%), sin embargo, presentaban un elevado número de unidades. Debido a los bajos valores de densidad, medidos con el software, estas categorías se localizan hacia los extremos más aislados de las formaciones boscosas, por tal motivo desde una perspectiva ecológica no presentan capacidad de carga para comunidades animales.

De acuerdo con el Cuadro 6, entre 1971 y 1986 las áreas núcleo perdieron 39.817 hectáreas, la principal conversión se realizó hacia coberturas no boscosas, asimismo, se registra una importante transición hacia bordes (13.426 has), provocando exposición de hábitats, a los efectos que estos generan. La superficie de áreas interiores se mantuvo en equilibrio, debido que sus cambios ocurren mientras se mantiene un patrón de posición alrededor de los núcleos. Los bordes al ser los más vulnerables por constituir áreas limítrofes perdieron cerca de 13.768 hectáreas que pasaron a ser coberturas bajo influencia antrópica. Las ganancias en esta categoría son ocasionadas por la creación de nuevos bordes en el bosque conforme avanza la deforestación y, en menor medida el crecimiento de vegetación secundaria sobre áreas abandonadas (3.053 has).

Como consecuencia, para 1986 el área de núcleos se redujo en el 66%, pasando a ocupar 25.185 hectáreas, equivalentes a menos del 20% del área de estudio, el hábitat de mayor tamaño se fraccionó en 162 áreas núcleo de superficies más pequeñas y se sumó a las 320 que en total se registraron para este momento. La categoría interior cambió casi por completo su posición dentro de la región Carare-Opón, alterando así las rutas que las especies ocupaban para moverse, e incluso al desaparecer, ocasionaron la desconexión entre núcleos de un mismo parche.

Figura 40. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 1986.



Cuadro 6. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 1971 y 1986

1986 \ 1971	Núcleo	Interior	Borde	Transición	Parche	Ninguno	Total 1971	Pérdidas a 1986	% Pérdidas a 1986
Núcleo	20.501,95	3.390,84	13.423,67	2.544,90	725,36	19.732,26	60.318,97	39.817,02	66,01
Interior	728,17	430,76	1.546,95	279,64	92,18	2.870,27	5.947,96	5.517,20	92,76
Borde	1.870,05	802,14	6.467,59	1.504,16	503,33	13.768,84	24.916,10	18.448,51	74,04
Transición	248,64	70,00	753,10	440,88	167,97	3.271,77	4.952,36	4.511,48	91,10
Parche	55,37	15,82	164,40	114,91	101,63	1.083,15	1.535,28	1.433,65	93,38
Ninguno	1.780,97	406,92	3.053,12	1.331,94	747,48	33.958,63	41.279,06	7.320,43	17,73
Total 1986	25.185,15	5.116,48	25.408,82	6.216,42	2.337,94	74.684,91	138,949.73		
Ganancias a 1986	4.683,20	4.685,72	18.941,23	5.775,54	2.236,31	40.726,29			
% Ganancias a 1986	18,60	91,58	74,55	92,91	95,65	54,53			

Para esta fecha, el incremento del 2% en la superficie de borde fue un indicador del alto nivel de alteración al que se había sometido el ecosistema bajo estudio, esto puede ser así interpretado, ya que para ese momento, tanto el área núcleo como el área de borde ocupaban proporciones iguales en la región, es decir la pérdida de parches enteros provocó la disminución en los bordes, pero a su vez, obtuvieron ganancias producto de la fragmentación del bosque, dando como resultado el equilibrio en superficie para esta categoría durante la primera temporalidad. La categoría de transición incrementó en 25% su superficie, en relación con la reportada en 1971, el área de parches se duplicó, sin embargo, aquellas superficies correspondían a tamaños muy pequeños y muchas se encontraban inmersas en la matriz de pastos, aisladas de las áreas ecológicamente más importantes.

Producto de la fragmentación del bosque entre 1971 y 1986, las categorías antes expuestas aumentaron en número, como lo muestra la Tabla 23, por su parte, las áreas señaladas como "Ninguno" presentaron agregación de áreas, lo cual provocó la pérdida de unidades, pero el incremento en el tamaño de las mismas.

Durante la temporalidad 1986-2002, los núcleos ganaron cerca de 4.883 hectáreas, consecuencia de la incorporación de vegetación secundaria alta al conjunto evaluado, no obstante, perdieron alrededor de tres veces este valor, registrando la transición más relevante hacia la categoría borde (5.809 has) y en segundo lugar hacia la categoría Ninguno (5.537 has), siendo este último caso de mayor gravedad, ya que se intervinieron directamente los hábitats para cambiar la actividad productiva en la región Carare-Opón. La matriz de cambio entre las categorías de fragmentación para esta temporalidad se presenta en el Cuadro 7, en el cual puede

apreciarse que las pérdidas más significativas de cada categoría, se producen por el avance de la deforestación y el cambio en el uso del suelo.

Tabla 23. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 1986.

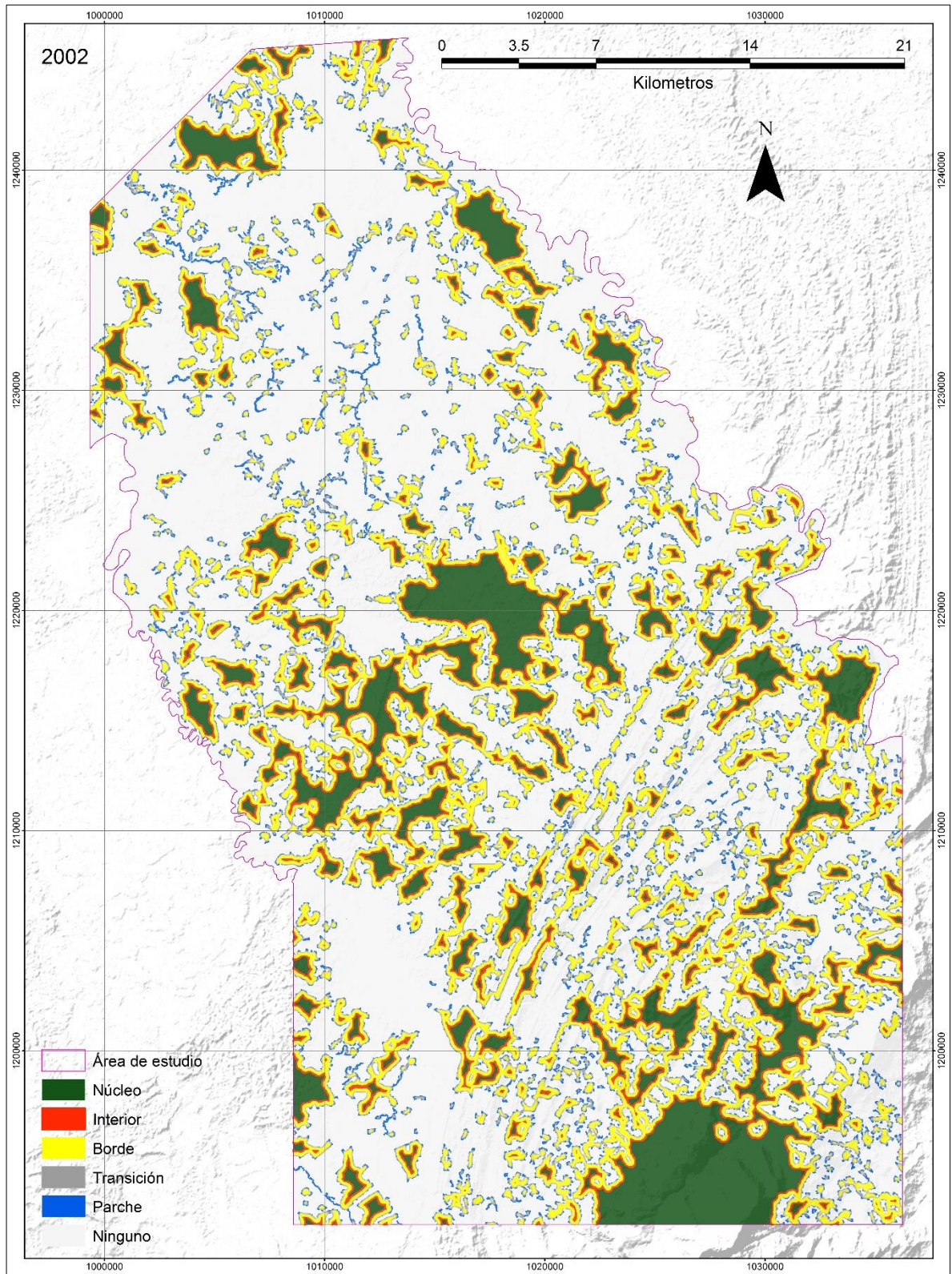
Categoría	Área ocupada en 1986 (hectáreas)	Proporción en relación al área de estudio (%)	Número de unidades.
Núcleo	25.185,15	18,13	320
Interior	5.116,48	3,68	364
Borde	25.408,82	18,29	489
Transición	6.216,42	4,47	5.775
Parche	2.337,94	1,68	15.577
Ninguno	74.684,91	53,75	521
Total	138.949,73	100,00	23.046

Cuadro 7. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 1986 y 2002.

2002 \ 1986	Núcleo	Interior	Borde	Transición	Parche	Ninguno	Total 1986	Pérdidas a 2002	% Pérdidas a 2002
Núcleo	12.153,16	1.300,53	5.089,30	894,93	209,71	5.537,52	25.185,15	13.031,99	51,74
Interior	646,53	1.333,12	1.283,58	227,57	60,13	1.565,54	5.116,48	3.783,36	73,94
Borde	1.901,78	715,93	11.386,45	1.624,67	505,48	9.274,51	25.408,82	14.022,37	55,19
Transición	257,49	97,84	858,20	2.134,20	354,99	2.513,70	6.216,42	4.082,23	65,67
Parche	43,80	19,87	218,61	170,58	870,11	1.014,96	2.337,94	1.467,83	62,78
Ninguno	2.033,54	832,04	5.955,51	1.902,79	767,73	63.193,32	74.684,91	11.491,60	15,39
Total 2002	17.036,30	4.299,32	24.791,65	6.954,74	2.768,15	83.099,56	138,949.73		
Ganancias a 2002	4.883,14	2.966,20	13.405,20	4.820,55	1.898,04	19.906,24			
% Ganancias a 2002	28,66	68,99	54,07	69,31	68,57	23,95			

Al 2002, las áreas núcleo se encontraban ocupando el 12.26% del área de estudio (17.036 has), distribuyéndose en 303 unidades. De forma similar al período anterior, la división de los parches de bosque generó áreas de borde que entró en remplazo de aquellas superficies limítrofes, perdidas al desaparecer parches enteros (17 unidades) producto del avance de la frontera pecuaria, de esta manera, la categoría mantuvo un tamaño similar al presentado con anterioridad (24.791 has). En términos generales la persistencia en proporción de bordes y la grave disminución de núcleos mantiene sus efectos directos sobre las comunidades animales, debido a la pérdida de recursos y la capacidad de carga de los hábitats que las contienen, además del aislamiento al que son sometidas.

Figura 41. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 2002.



Como se aprecia en la Tabla 24, el número de parches se mantuvo en crecimiento pasando a ser 17.014 unidades al 2002, esto se debe principalmente a las formas irregulares que se empezaron a manifestar en los parches boscosos, provocando que muchas superficies que sobresalían en su perímetro fueran distinguidas dentro de esta categoría.

Tabla 24. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 2002.

Categoría	Área ocupada en 2002 (hectáreas)	Proporción en relación al área de estudio (%)	Número de unidades.
Núcleo	17.036,30	12,26	303
Interior	4.299,32	3,09	369
Borde	24.791,65	17,84	661
Transición	6.954,74	5,01	5.702
Parche	2.768,15	1,99	17.014
Ninguno	83.099,56	59,81	602
Total	138.949,73	100,00	24.651

Entre 2002 y 2015, las áreas núcleo perdieron cerca del 54% de su superficie, de igual forma, la transición más significativa se realizó hacia la categoría Ninguno (4.661 has), y en segundo lugar hacia áreas de borde (2.861 has), estos cambios fueron consecuencia de la deforestación, que restó tierras al bosque y exigió el retroceso de los hábitats naturales. Las áreas Interiores fueron la categoría que perdió la mayor proporción de su área inicial (80,82%), pero a la vez, las ganancias relativas se encuentran entre las más significativas (72.57%), esto sucede debido al vínculo espacial que presentan con los núcleos, ya que el cambio en tamaño que estos registran repercutió sobre la localización de las áreas interiores. A nivel de borde, se alcanza una persistencia similar a las pérdidas y ganancias, esto indica que al menos la mitad de áreas correspondientes a esta categoría no presentaron cambios en su localización espacial y que el incremento en superficie se produjo por la división de parches boscosos mientras las pérdidas fueron causadas por la desaparición de fragmentos enteros.

Aproximadamente 1.251 hectáreas de la categoría parche fueron reemplazados por tierras bajo influencia antrópica, las áreas persistentes corresponden principalmente a bosques de galería que por su forma estrecha y alargada no son cartografiados como hábitats significativos. Las pérdidas de la categoría Ninguno son consecuencia del abandono de áreas utilizadas para fines pecuarios y que con el paso del tiempo constituyeron formaciones de vegetación secundaria que se sumó a la superficie analizada, sin embargo, como se aprecia en el Cuadro 8, aquellas áreas de relevo constituyen principalmente nuevos bordes, parches, áreas en transición y en menor medida áreas interiores y núcleos.

Cuadro 8. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 2002 y 2015.

2015 \ 2002	Núcleo	Interior	Borde	Transición	Parche	Ninguno	Total 2002	Pérdidas a 2015	% Pérdidas a 2015
Núcleo	7.760,00	878,65	2.861,23	635,16	240,13	4.661,13	17.036,30	9.276,30	54,45
Interior	576,39	824,65	1.163,99	201,55	66,79	1.465,96	4.299,33	3.474,69	80,82
Borde	1.062,78	781,93	10.788,76	1.853,63	651,73	9.652,82	24.791,65	14.002,89	56,48
Transición	132,63	71,68	1.095,45	2.060,35	565,17	3.029,46	6.954,74	4.894,39	70,37
Parche	31,29	14,29	223,93	313,29	933,40	1.251,96	2.768,15	1.834,75	66,28
Ninguno	759,32	434,88	4.260,30	1.912,31	1.138,23	74.594,52	83.099,56	8.505,04	10,23
Total 2015	10.322,40	3.006,08	20.393,65	6.976,28	3.595,45	94.655,86	138,949.73		
Ganancias a 2015	2.562,40	2.181,43	9.604,89	4.915,94	2.662,06	20.061,34			
% Ganancias a 2015	24,82	72,57	47,10	70,47	74,04	21,19			

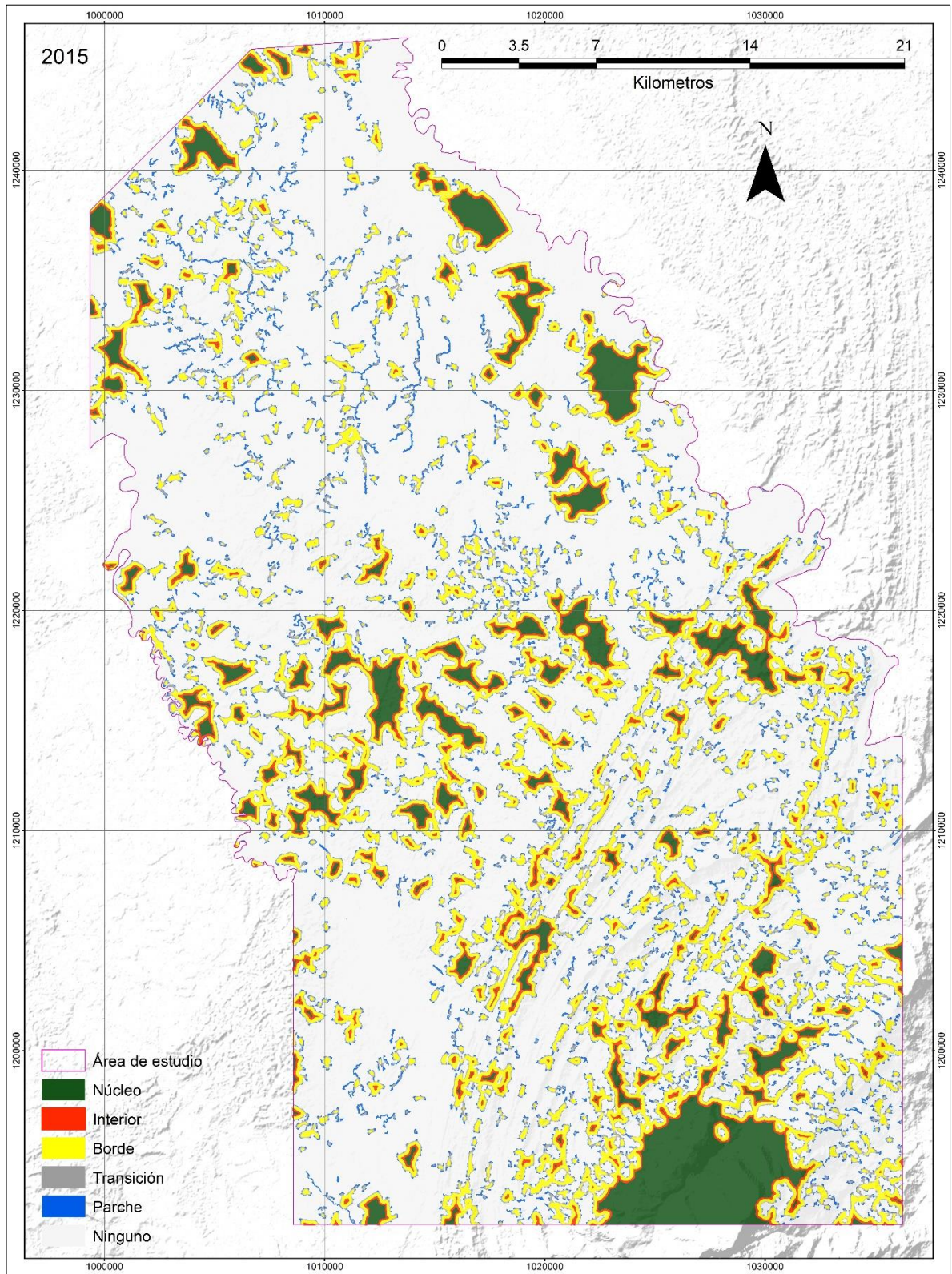
Como lo muestra la Tabla 25, al año 2015, la proporción de áreas nucleares ocupa escasamente el 7,43% del área de estudio, la cantidad de estas disminuye en 18 unidades, y el parche de mayor tamaño, con un área total de 3.359 hectáreas, se localiza hacia el sector del Cerro de Armas, este es muy inferior al hábitat original.

La categoría borde se registró por primera vez por abajo del 15% de la superficie total, esto como consecuencia del elevado incremento de áreas artificializadas y la pérdida de fragmentos de bosque, de tal modo que la superficie total de la unidad bosque es tan baja que, a pesar de distribirse en un gran número de parches, la suma de sus bordes no alcanza la registrada años atrás. El área de Parche pasó a ocupar el 2,59% del área de estudio, alcanzando el valor más alto de las últimas cuatro décadas, y junto con la superficie de la categoría transición superan el total de las áreas ecológicamente más importantes para la región Carare-Opón.

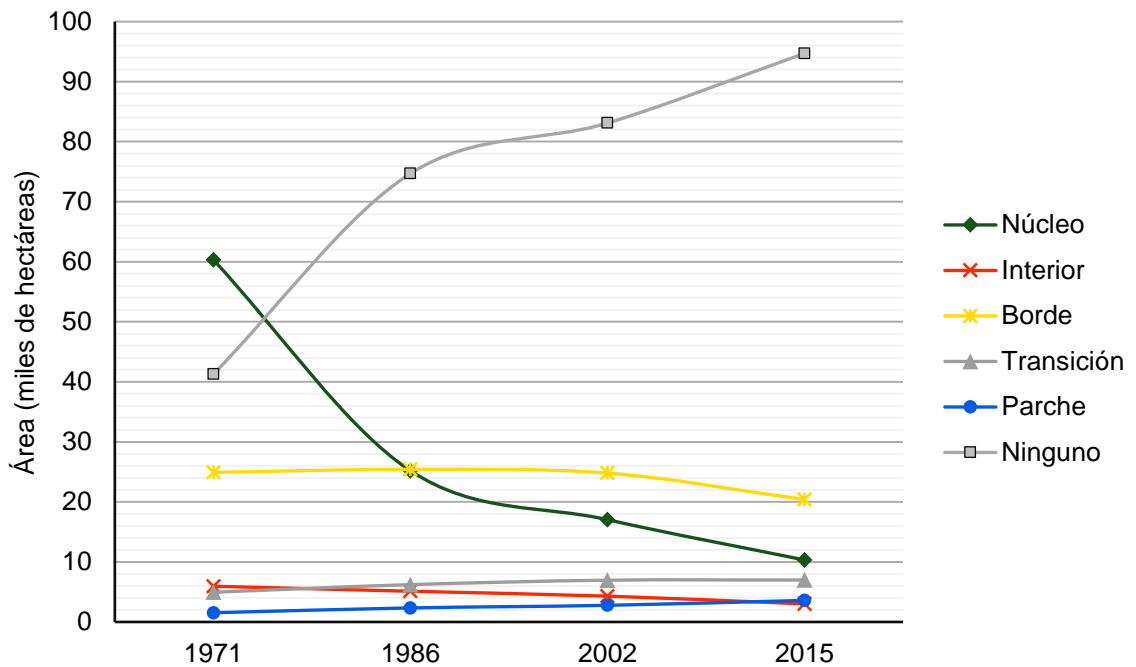
Tabla 25. Valores de las categorías de fragmentación del conjunto bosque para 2015.

Categoría	Área ocupada en 2015 (hectáreas)	Proporción en relación al área de estudio (%)	Número de unidades.
Núcleo	10.326,91	7,43	287
Interior	3.007,43	2,16	359
Borde	20.402,71	14,68	806
Transición	6.979,39	5,02	16.324
Parche	3.596,98	2,59	4.926
Ninguno	94.699,15	68,12	864
Total	139.012,57	100,00	23.566

Figura 42. Mapa de fragmentación a nivel espacial para 2015.



Gráfica 9. Comportamiento del área a través del tiempo, para las categorías de fragmentación evaluadas sobre las coberturas boscosas de la región Carare-Opón.

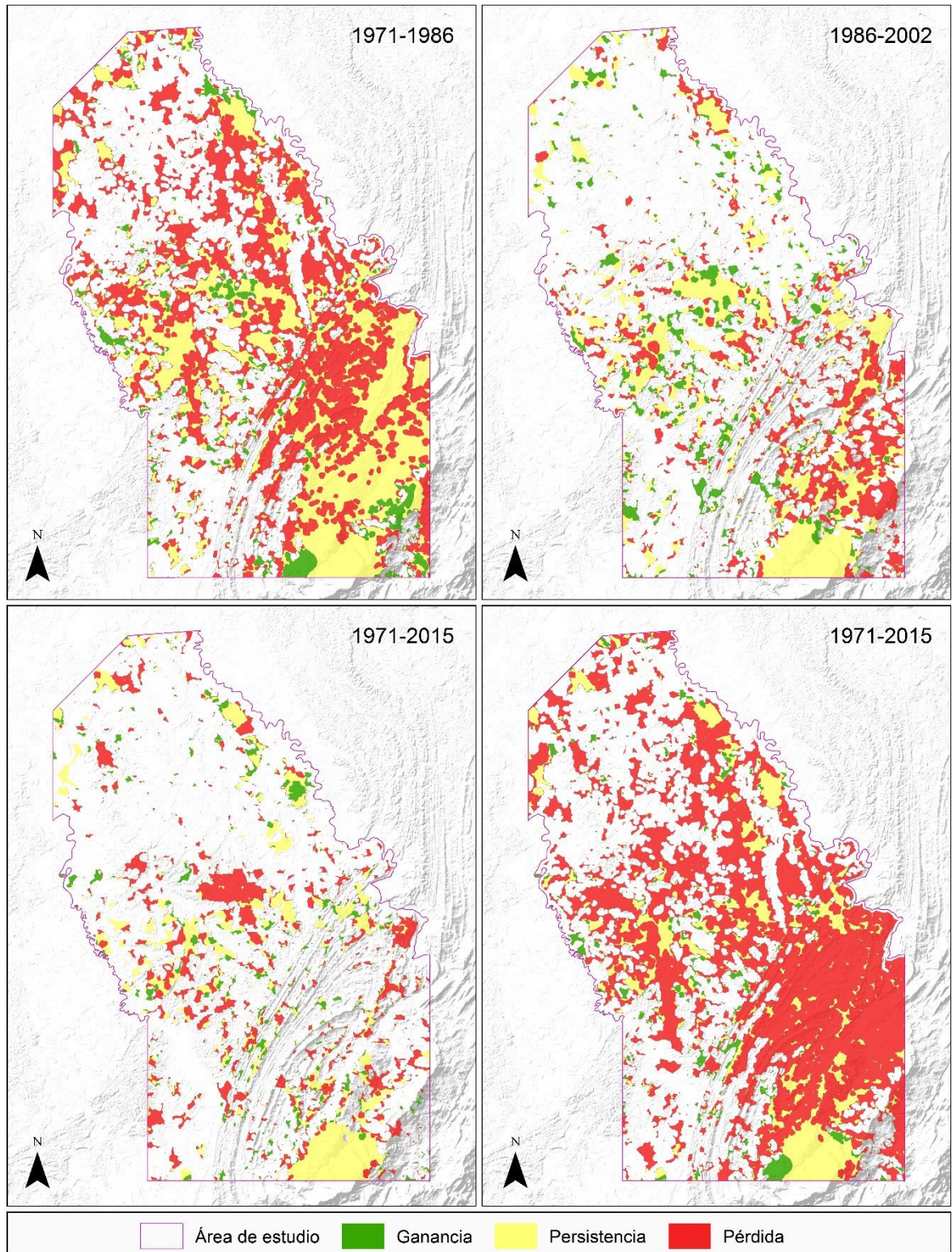


Como se aprecia en la Gráfica 9, al inicio del período de estudio, las áreas núcleo ocupaban la mayor superficie de la región Carare-Opón, con una amplia ventaja sobre las demás categorías de fragmentación y sobre coberturas no boscosas. No obstante, durante la primera temporalidad sufren pérdidas de forma muy acelerada, provocando que su área decrezca a menos de la mitad original, para la segunda temporalidad la velocidad de las transformaciones se reduce, sin embargo, sobre el período final aumentan de nuevo. La variación en el tiempo de la superficie de las áreas no boscosas sucede de manera opuesta a la de los núcleos, y como ya se discutió en el análisis multitemporal, son representadas mayormente por territorios artificializados con fines pecuarios.

Las áreas interiores mantienen tendencia de pérdidas durante el período total de estudio, caso contrario sucede con las categorías parche y transición, ya que presentan un leve incremento en su tamaño en cada temporalidad. La superficie de bordes se mantiene similar entre 1971 y 2002, sin embargo, la elevada deforestación y fragmentación de los bosques provoca su reducción el período final.

La Figura 43 representa espacialmente la localización de cambios y persistencia de áreas núcleo en la región Carare-Opón, donde se aprecia que principalmente sobre el Cerro de Armas y sus proximidades se mantuvo un hábitat de importancia alta entre 1971 y 2015.

Figura 43. Pérdida, persistencia y ganancia de áreas Núcleo en cada temporalidad.



En la actualidad, el área inicialmente ocupada por núcleos, se encuentra, en su mayoría, desprovista de bosques (34.519 has) y en menor proporción hace parte de alguna categoría de fragmentación como bordes (11.077 has), áreas transicionales (3.291 has), áreas interiores (1.891 has) o parches (1.482 has). Adicionalmente, constituyen la categoría con el menor grado de ganancias. Las demás categorías de fragmentación mantuvieron una elevada dinámica de cambios, con un factor común: sus pérdidas más significativas ocurrieron hacia las superficies de coberturas no boscosas, principalmente aquellas intervenidas y manejadas por el hombre (Cuadro 9).

Cuadro 9. Matriz de cambio para las categorías de fragmentación entre 2002 y 2015.

2015 \ 1971	Núcleo	Interior	Borde	Transición	Parche	Ninguno	Total 1971	Pérdidas a 2015	% Pérdidas a 2015
Núcleo	8.056,96	1.891,51	11.077,70	3.291,27	1.482,50	34.519,02	60.318,95	52.261,99	86,64
Interior	309,50	206,47	1.032,80	321,44	142,82	3.935,04	5.948,07	5.741,60	96,53
Borde	765,36	434,65	4.200,24	1.468,73	707,02	17.340,08	24.916,08	20.715,84	83,14
Transición	103,66	57,36	584,74	333,03	196,74	3.676,82	4.952,36	4.619,33	93,28
Parche	23,96	12,93	143,47	96,64	100,57	1.157,71	1.535,28	1.434,71	93,45
Ninguno	1.062,95	403,17	3.354,69	1.465,18	965,81	34.027,19	41.279,00	7.251,81	17,57
Total 2015	10.322,40	3.006,08	20.393,65	6.976,28	3.595,45	94.655,86	138,949.73		
Ganancias a 2015	2.265,44	2.799,61	16.193,41	6.643,25	3.494,89	60.628,67			
% Ganancias a 2015	21,95	93,13	79,40	95,23	97,20	64,05			

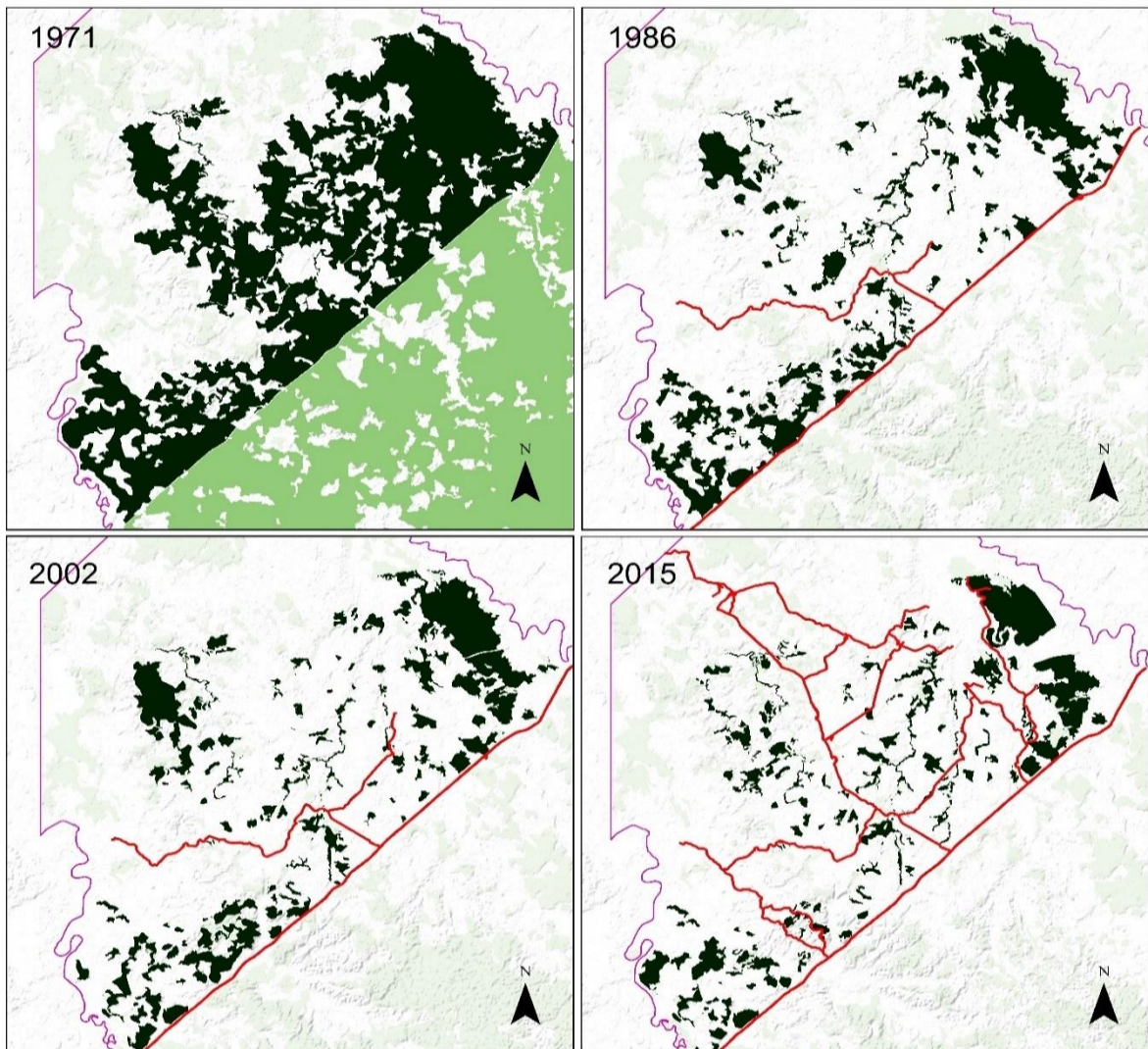
Como consecuencia de la pérdida del 83% de áreas núcleo, se comprometió la capacidad de carga de comunidades de fauna por parte de los hábitats naturales, provocando la disminución de gran número de individuos, adicionalmente, el incremento de la distancia entre áreas núcleo o entre parches, causa afectaciones sobre el intercambio genético de las poblaciones, ocasionando vulnerabilidad y poca resistencia a factores externos. Finalmente, la adición del efecto de borde, genera deterioro en la calidad de los hábitats y cambios microclimáticos obligando a las especies a migrar o combatir contra la extinción.

6.5 ACCIONES ANTRÓPICAS QUE PARTICIPARON EN LOS PROCESOS DE CAMBIO DE LAS COBERTURAS NATURALES.

Como se ha mencionado en reiteradas ocasiones, el principal resultado de la conversión del bosque húmedo tropical de la región Carare-Opón es la producción ganadera. No obstante, la transformación de bosque a pastos puede ser vista no solo

como una causa de deforestación sino también como una consecuencia de las acciones antrópicas que involucran mayores escalas e intereses para el Estado. Según en el análisis multitemporal, la expansión de la frontera ganadera se ve acelerada al mismo tiempo que se gestiona y construye la vía Troncal del Magdalena, entidades colombianas como el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y el IDEAM, han expuesto la característica de impulsador de cambio que representa la infraestructura vial al remover el bosque y permitir el acceso al mismo.

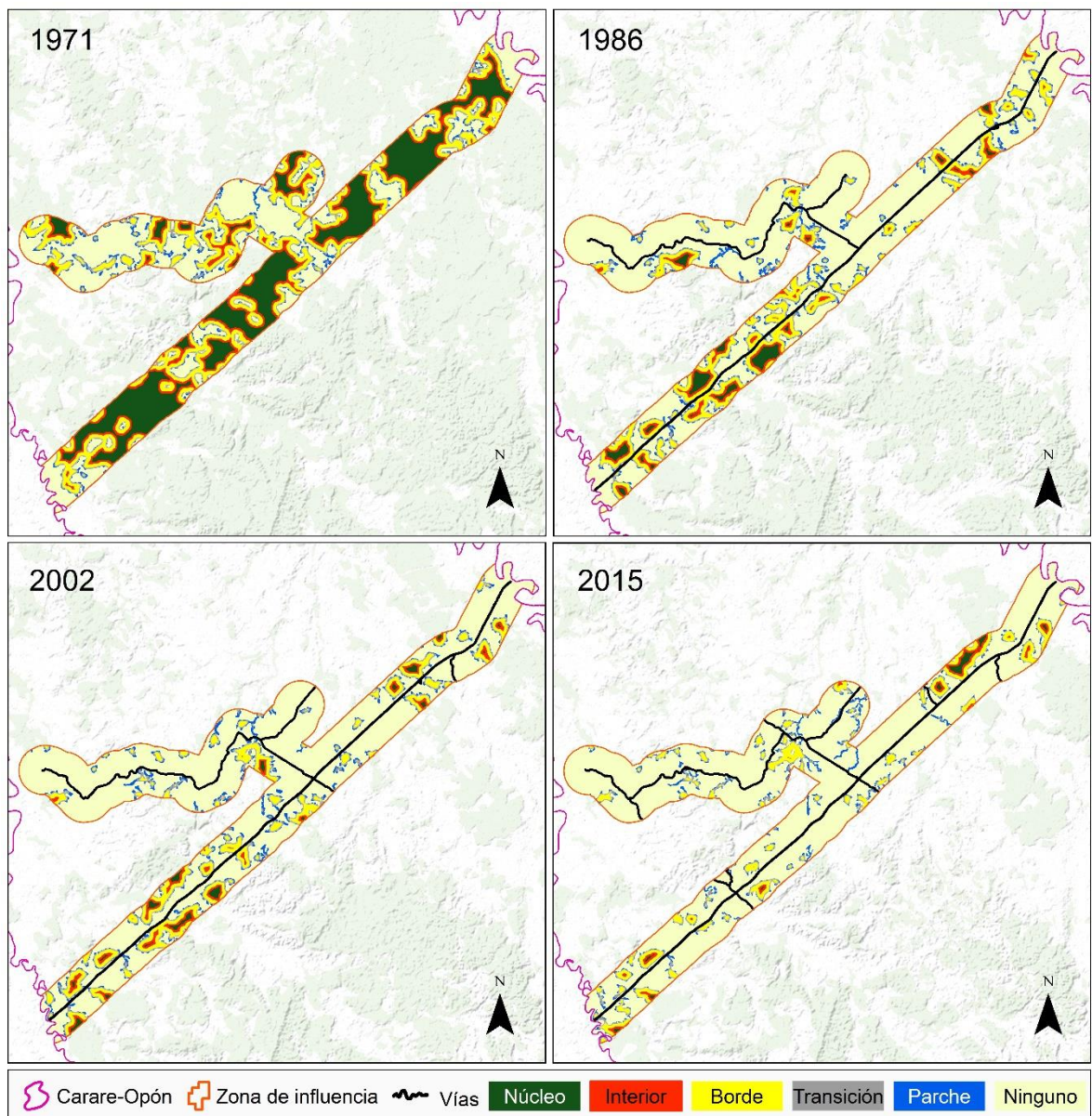
Figura 44. Alteración a la superficie del hábitat de mayor tamaño como consecuencia de la separación inducida por la construcción de la vía.



Con la construcción de la vía Troncal del Magdalena, se provocó la separación de 13.166,93 hectáreas del hábitat más importante para la región, el cual se extendía desde el Cerro de Armas hasta las llanuras aluviales. Como consecuencia los

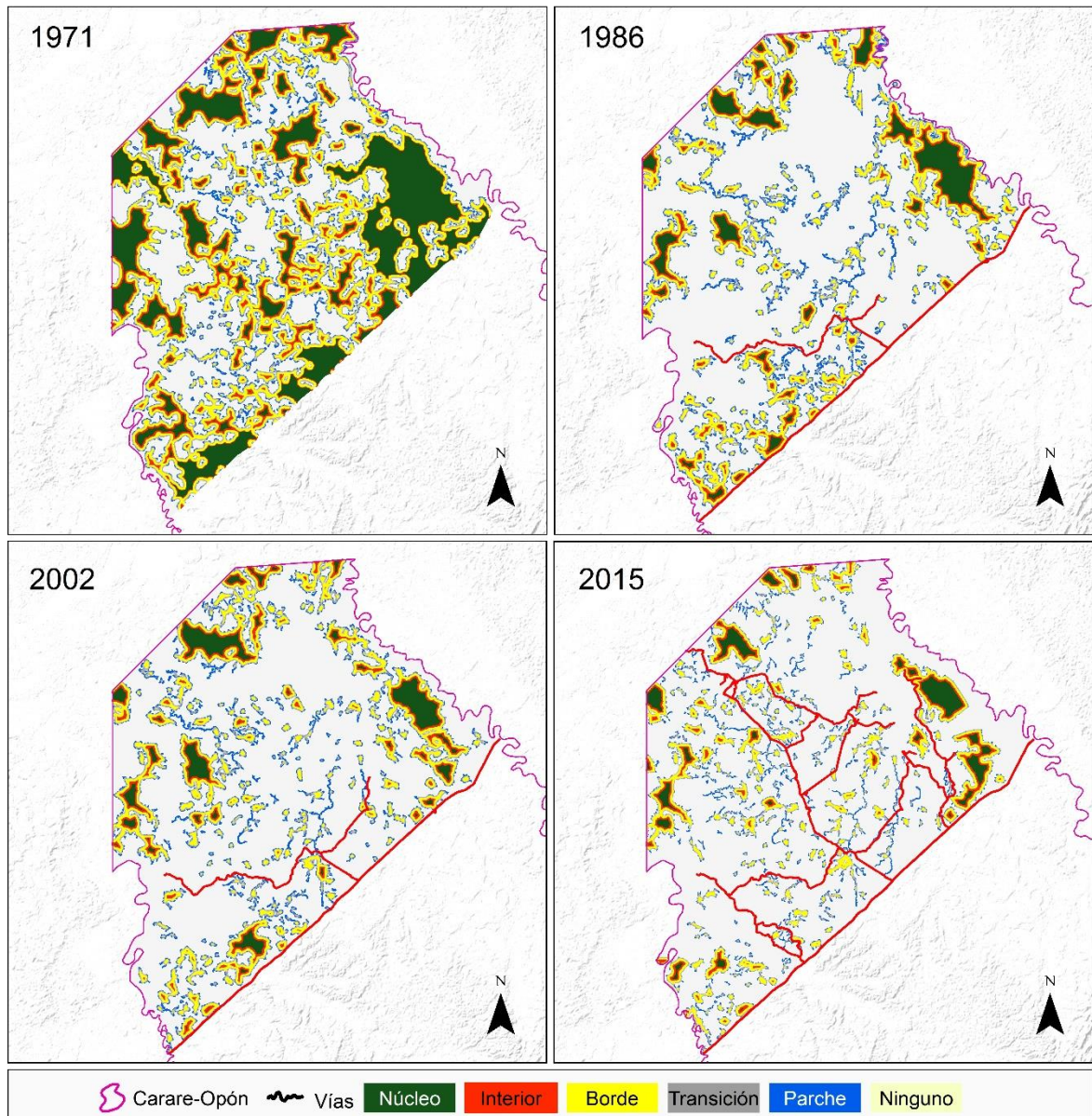
fragmentos de hábitat decrecieron de forma más acelerada en relación al área total de estudio y perdieron en el primer período el 61,25%, es decir, la conversión del bosque se realizó 1,3 veces más veloz que el promedio registrado para esta misma temporalidad. En el segundo período se presentó una gradual extensión de las vías, sin embargo, se hizo hincapié en el manejo de los pastos razón por la cual el valor se exhibe por debajo del promedio. Para la tercera temporalidad aumenta la deforestación al mismo tiempo que la densidad de las vías como se muestra en la Figura 44.

Figura 45. Cambio en las categorías de fragmentación sobre los bosques localizados a un (1) kilómetro de la vía Troncal del Magdalena.



La influencia de la vía puede ser apreciada de mejor forma, cuando se analiza el comportamiento de las categorías de fragmentación en los parches boscosos. Se pudo distinguir que a pesar de comprender una franja relativamente angosta incita a corto plazo la exposición de los fragmentos al efecto de borde, provocando que a mediano y largo plazo desaparezcan las áreas núcleo cercanas a la vía como se aprecian en la Figura 45.

Figura 46. Categorías de fragmentación en el sector norte del área de estudio.



De acuerdo a los valores presentados en la Tabla 26, las coberturas no boscosas formaban parte de la mayor superficie del área al norte de la vía, sin embargo, las áreas de núcleo y borde ocupaban una importante proporción en el paisaje con valores de 22,66% y 22,37 % respectivamente para el año 1971, en el siguiente período la superficie de hábitats presentando una pequeña estabilidad, el gran beneficiado fue el área artificializadas que aumento en cada una de las temporalidades. Al final, los núcleos solo representan el 3,87% de la zona norte del área de estudio, y los bordes del bosque son la categoría de fragmentación con mayor superficie.

Tabla 26. Valores en las categorías de fragmentación para cada año en el sector norte del área de estudio.

Categoría	Área 1971	%	Área 1986	%	Área 2002	%	Área 2015	%
Núcleo	8.871,33	22,66	2.540,04	6,49	2.185,80	5,58	1.514,91	3,87
Interior	1.942,32	4,96	778,31	1,99	700,11	1,79	509,69	1,30
Borde	8.757,61	22,37	4.942,27	12,63	4.680,94	11,96	3.643,93	9,30
Transicional	1.908,50	4,88	1.635,71	4,18	1.679,09	4,29	1.652,89	4,22
Parche	635,48	1,62	869,72	2,22	861,34	2,20	1.119,76	2,86
Ninguno	17.026,69	43,50	28.375,86	72,49	29.034,63	74,18	30.720,22	78,45
Total	39.141,92	100,00	39.141,92	100,00	39.141,92	100,00	39.161,41	100,00

Las posibilidades de aprovechamiento de los bosques deben fundamentarse sobre el conocimiento de las presiones antrópicas que sobre los mismos se generen, como las actividades pecuarias, agrícolas, forestales o de infraestructura. Para el caso particular de la región Carare–Opón, pudo identificarse a la infraestructura vial como la influencia más relevante en la deforestación y fragmentación del bosque, al representar el principal motor de cambio, en este sentido la responsabilidad recae directamente sobre el Estado, quien atiende al desarrollo territorial sobre bases falsas, el verdadero desarrollo debe identificar y dar solución a las necesidades de una zona en particular, que para el área de estudio fue atender al ecosistema con visión integral, económica y social.

Con respecto a las necesidades de comunicación Nacional, pudo haberse considerado la inversión en modernización de la red ferroviaria existente, y de esta forma evitar la pérdida de más del 60% del bosque y la elevada fragmentación que genera consecuencias negativas sobre la diversidad biológica.

7. CONCLUSIONES

Para la región Carare-Opón, la deforestación reportó niveles alarmantes, se determinó que entre 1971 y 2015 la pérdida de bosques, en relación al área de estudio, alcanzó un valor anual medio de 0.96%, equivalente a 1.332 hectáreas deforestadas cada año, durante las últimas cuatro décadas y media. No obstante, el análisis por temporalidad reveló que para los primeros 15 años, este valor fue dos veces mayor con disminución hacia los dos periodos finales.

La tasa de deforestación usada por la FAO y la propuesta por Puyravaud, reportaron valores muy altos para el primer período de estudio (-3.78 y -3.85% respectivamente), luego se produjo una reducción paulatina, en la superficie deforestada con relación al valor inicial de cada temporalidad. Al tener en cuenta el crecimiento de vegetación secundaria como relevo del bosque original, las tasas permitieron identificar que el período 1986-2015, reportó menores valores de pérdida de bosques con -0.97%, sin embargo, la relación entre las tasas de deforestación siempre responde con valores positivos, esto ha sido reportado como indicador de casos extremos en el detrimento de la cobertura boscosa de un ecosistema.

Los índices de deforestación calculados en este trabajo para la temporalidad comprendida entre 2002 y 2015, para bosque (TD_F = -1,23% y TD_P = -1,24%) y bosque con vegetación secundaria alta (TD_F = -1,70% y TD_P = -1,71%) superan ampliamente a los obtenidos por el IDEAM para Colombia, en un período similar 2000-2014 cuyos valores son cercanos a -0,34%.

El análisis multitemporal de cambio en el uso del suelo, permitió reconocer que entre 1971 y 1986, el bosque denso alto de tierra firme perdió cerca de 17.013 hectáreas, las cuales fueron convertidas a pastos limpios y pastos enmalezados, adicionalmente, se estima que las áreas de cambio a vegetación secundaria baja, primero fueron ocupadas por actividades humanas (agrícolas o pecuarias) y luego al ser abandonadas empezaron el proceso de sucesión. La conversión a vegetación secundaria alta se produce por el abandono temprano de las superficies intervenidas.

Entre 2002 y 2015 los pastos limpios manifestaron tanto las pérdidas y ganancias más significativas en el área de estudio, principalmente porque el adelanto de la frontera pecuaria restó superficie al bosque (7.120 has), vegetación secundaria alta (2.972 has) y baja (2.740 has), sin embargo, las tierras que fueron abandonadas iniciaron procesos de sucesión vegetal.

Para el periodo final (2002-2015), se observó nuevamente elevada pérdida y transformación del bosque, principalmente a pastos limpios (6.123 has), pastos enmalezados (952 has) y vegetación secundaria baja (3.460 has). Las ganancias

del bosque fueron procedentes en su mayoría de vegetación secundaria alta (5.610 has), correspondiendo a las áreas perturbadas al inicio del período de análisis total (1971) y que se mantuvieron en sucesión hasta la actualidad.

La caracterización de la fragmentación, permitió entender las afectaciones que ocurrieron sobre la biodiversidad, como consecuencia del cambio en la composición y configuración del paisaje. El área promedio de los parches decreció para cada temporalidad pasando de 634,83 hectáreas en 1971 a 60,59 hectáreas en 2015, la reducción del tamaño de los parches provoca que especies menos frecuentes el ecosistema, sean vulnerables a la desaparición.

El valor máximo de área de parches registrado en cada momento del tiempo representa el hábitat más importante para la región Carare-Opón, sin embargo, de las 83.238, hectáreas originales únicamente el 12% de su superficie ha mantenido el atributo de gran parche y la capacidad para albergar variadas y numerosas poblaciones, provocando la dificultad para realizar eventuales procesos de repoblación o reforzamiento demográfico sobre los fragmentos más pequeños.

El promedio de distancia euclidiana al vecino más cercano para los bosques, incrementó de 97,34 metros hasta 151,04 durante el período 1971-1986, luego disminuyó cerca de 5 metros para 2002 y se mantuvo constante hasta 2015. El aislamiento medio de los parches de hábitat dificulta la dinámica de recolonización en caso de extinciones locales. Se identificó el crecimiento en los valores máximos reportados por esta métrica, manifestando la presencia de parches aislados hasta 1,6 kilómetros de su vecino más próximo para 2015. El crecimiento en el número de fragmentos a través del tiempo, de 154 en 1971 a 732 en 2015, refleja el grado de división al que fueron sometidos los parches boscosos, y su influencia en la formación de áreas limítrofes, entre los hábitats naturales y la matriz que los rodea.

El índice de forma medio reportó el aumento en la irregularidad de los fragmentos para la primera temporalidad de 2,072 a 2,209, luego el descenso en la velocidad en la pérdida de área media de los parches y área total del paisaje provocó que la respuesta al índice fuera similar a la inicial (2.071), para el período 2002-2015 produjo un ligero incremento en la irregularidad de la forma con un valor final de 2.077. Con el paso del tiempo el índice de dimensión fractal mostró aumento en la complejidad geométrica de los fragmentos.

El análisis de fragmentación a nivel espacial muestra que la pérdida del 83% de áreas núcleo comprometió la capacidad de carga de comunidades en los hábitats forestales, adicionalmente el incremento del efecto de borde provocó deterioro en la calidad de los hábitats y presiones físicas y biológicas sobre los fragmentos remanentes.

De los ocho agentes de deforestación reportados para Colombia, se identificaron tres para la región Carare-Opón, en primer lugar, la construcción de infraestructura

vial que permitió el acceso al bosque y favoreció el establecimiento de actividades económicas agresivas sobre el ecosistema, como el segundo agente, el incremento de la frontera pecuaria, que provocó la conversión de grandes superficies de bosque, induciendo un paisaje fragmentado, donde los parches de hábitats decrecen en área y se aíslan a través del tiempo. El tercer agente son los cultivos agroindustriales que empiezan a reemplazar la matriz de pastos, amenazan los remanentes boscosos y se convierten en barreras mucho más complejas para la restauración ecológica.

Este trabajo es una demostración clara de las decisiones del Estado quien ve normal las afectaciones directas causadas sobre los bosques naturales, además, existen otros claros ejemplos donde se evidencian condiciones similares, uno de ellos son las alteraciones del bosque manglar con la actual construcción del puente Alberto Pumarejo que conectará a Barranquilla con la isla de Salamanca.

8. RECOMENDACIONES

Continuar el monitoreo de los bosques a partir de la elaboración de cartografía cada vez más detallada y la aplicación de técnicas de teledetección que permita caracterizar de la mejor forma posible el estado actual y evolución del bosque húmedo tropical. Fortalecer estas investigaciones con visitas a campo, para estudiar lo referente a composición florística y el estado de la regeneración de los bosques y no limitarse exclusivamente a cambios espaciales.

La información suministrada por este trabajo debe ser usada para la administración sostenible de los recursos de la región Carare-Opón, con la cartografía histórica, establecer un ecosistema de referencia que facilite la planeación de proyectos de restauración ecológica, mediante la construcción de corredores biológicos que permitan la conectividad entre los fragmentos remanentes para reactivar su dinámica y funcionalidad.

Asimismo, a través de la valoración económica, reunir suficiente información sobre existencias y flujos de bienes y servicios para gestionar un estudio integral de las consecuencias de la deforestación, en términos interdisciplinarios.

Incluir los datos obtenidos en este trabajo, como argumento para defender la conservación de las masas boscosas, puesto que el amplio período de estudio, caracteriza de manera detallada las consecuencias de las malas decisiones sobre los ecosistemas forestales, en especial sobre el bosque húmedo tropical.

Iniciar el gran debate nacional sobre los ecosistemas forestales, en cuanto a su uso y disposición por parte del Estado bajo el concepto de desarrollo y competitividad aplicados en una forma equivocada, renunciando a que los bosques de Colombia existan, utilizando estas áreas para infraestructuras viales de cuarta generación.

Revisar la legislación incipiente sobre los ecosistemas forestales nacionales, de tal forma que sean acordes con los protocolos mundiales de ordenamiento de los bosques.

El Estado debió plantear y fomentar otro tipo de infraestructura vial que reemplazara la existente, por aquella generadora de menos cambios en el ecosistema forestal como es el caso de la vía férrea, además de ser más amena con el ordenamiento de los bosques.

BIBLIOGRAFÍA

AGARWAL *et al.* A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains, and losses of carbon stocks in forest remaining forest, and forestation. [Online]. Alberta: GOF-C-GOLD. 2009. 197 p. (cited 12 June 2016). Available from Internet: http://www.gofc-gold.uni-jena.de/redd/sourcebook/Sourcebook_Version_Nov_2009_cop15-1.pdf

ARTEAGA, Alfonso. GisGeek Todo lo relacionado con la tecnología Geoespacial en un sólo Blog. [En línea]. Publicado 1. Blogspot. s.n. s.f. (consultado en 12 marzo 2016). Disponible en: <http://sistemasdeinformaciongeografica911.blogspot.com.co/>

BADII, Mohammad y LANDEROS, Gerónimo. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con Sustentabilidad. [En línea]. En: International Journal of Good Conscience. Octubre, 2006. vol. 2. no. 1., p. 26-38. (Recuperado en 26 agosto 2016). Disponible en: [http://www.spentamexico.org/v2-n1/2\(1\)%2026-38.pdf](http://www.spentamexico.org/v2-n1/2(1)%2026-38.pdf)

BOHORQUEZ, Diana y ZAMORA, Katherine. Determinación del potencial de restauración ecológica en el Parque Nacional Enrique Olaya Herrera II Etapa. Cerros Orientales de Bogotá. Proyecto de grado Ingeniería Forestal. Bogotá D.C: Universidad Distrital Francisco José de Caldas : Jardín Botánico José Celestino Mutis. 2007. 218 p.

BOHORQUEZ, Diana. Determinación del potencial de restauración ecológica en el parque nacional Enrique Olaya Herrera II Etapa. [En línea]. En: Colombia Forestal. 2013. vol. 16. no. 2., p. 200-2015. (Recuperado en 23 agosto 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v16n2/v16n2a06.pdf>

BUSTAMANTE, Ramiro y GREZ. Audrey. Fragmentación del bosque nativo. [En línea] En: Ambiente y desarrollo de CIPMA. 2004. vol. 20. no. 1., p 89-91. (Recuperado en 21 agosto 2016). Disponible en: http://www.ieb_chile.cl/o_tras_publicaciones/RBustamante/Bustamante_Grez_2004_Ambient_Desarrollo.pdf

CABEZAS, Alexander y OSPINA, Román. Análisis del paisaje y de su relación con la regeneración del roble (*Quercus humboldtii* bonpl.) en el Municipio de Popayán, Departamento del Cauca. [En línea]. En: Colombia Forestal. Diciembre, 2010. vol. 13. no. 2., p. 189-200. (Recuperado 3 agosto 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v13n2/v13n2a02.pdf>

CABRERA E. *et al.* Memoria Técnica: Cuantificación de la tasa de deforestación para Colombia, Período 1990-2000, 2000-2005. Bogotá D.C: IDEAM. 2011. 22 p.

CABRERA, Edersson. Protocolo de procesamiento digital de imágenes para la cuantificación de la deforestación en Colombia. V 2.0. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2014, 52 p. (Recuperado en 11 agosto 2016). Disponible en: http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/Protocolo_para_la_cuantificaci%C3%B3n_Deforestaci%C3%B3n_Nivel_Nacional.pdf

CARNEVALE, Nélica; ALZUGARAY, Claudia y DI LEO, N. Estudio de la deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina mediante teledetección espacial. [En línea]. En: Revista de Ciencias Forestales – Quebracho. Diciembre, 2007. vol. 14. no.1., p. 47–56. (Recuperado en 12 agosto 2016). Disponible en: <http://habitatydesarrollo.org/documentos/Deforestacion.pdf>

CAYUELA, L. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. [En línea]. En: Ecosistemas. Septiembre, 2006. vol. 15. no. 3., p. 192-198. (Recuperado en 15 agosto 2016). Disponible en: www.redalyc.org/articulo.oa?id=54015319

CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA. Curso cartografía básica, Módulo II. Percepción remota y aplicaciones gráficas. [En línea]. Bogotá D.C.: IGAC. 2010. 43 p. (Recuperado en 7 agosto 2016). Disponible en: http://geoservice.igac.gov.co/contenidos_telecentro/cartografia_basica_modulo2/cursos/sem_4/uni4/S1_un1_fases_preparacion.pdf

CHUVIECO, Emilio. Fundamentos de teledetección espacial. 2 ed. [En línea] Madrid: Rialp, S.A. 1990. 149 p. (Recuperado 14 agosto 2016). Disponible en: <http://www.casadellibro.com/libro-fundamentos-de-teledeteccion-espacial-2-ed/9788432126802/20000>

CLEMENTS, Frederic. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. [Online]. In: Carnegie Institution of Washington. 1916. vol. 242, no. 512., p. 140–143. (cited 12 June 2016). Available from Internet: <http://www.uprm.edu/biology/profs/chinea/ecolplt/lectesc/clements1.pdf>

COLOMBIA. MINISTERIO DE AGRICULTURA. Resolución 238 (12, febrero, 1961). Por medio de la cual le es otorgado en concesión a los Ferrocarriles Nacionales el denominado para entonces Predio Rural Chucurí. Bogotá D.C. El Ministerio. 1961.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS). INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM). Aplicaciones de monitoreo y gestión de los bosques desde el MADS-IDEAM. [diapositivas] VII Simposio Nacional Forestal. Medellín. 2016. 29 diapositivas.

CONARD, O, *et al.* System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) [Geographic Information System software] version 2.1.4. 2015 Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015 [online] Available from internet: <http://www.geosci-model-dev.net/8/1991/2015/gmd-8-1991-2015.html>.

CORZO, Germán, *et al.* Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales. [En línea]. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt : Ecopetrol S.A. 2010. 28 p. (Recuperado en 15 junio 2016). Disponible en: http://www.invemmar.org.co/redcostera1/invemmar/docs/RinconLiterario/2011/julio/J_498.pdf

DÍAZ, Angélica, *et al.* “Suplemento 2: Grandes vertebrados como ODC en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales”. [En línea]. En: CORZO, Germán, *et al.* Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol S.A. localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt : Ecopetrol S.A. 2011. p 192-198. (Recuperado en 15 octubre 2016). Disponible en: http://atrium.tapirs.org/documents/bibliofile_2011_0802183707_DiazEtAl2010_GrandesVertebradosComoODCMagdalenaMedioLlanosOrientalesColombia.pdf.

DE LAS SALAS, Gonzalo. El ecosistema forestal Carare-Opón. Bogotá D.C.: CONIF. 1978. 87 p.

DURAN, Elvira. El paisaje en ecología. [En línea]. En: Ciencias. Septiembre. 2002. vol. 2. no. 70., p. 44-50. (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: <http://www.ejournal.unam.mx/cns/no67/CNS06705.pdf>

ECHEVERRY, Mauricio y RODRÍGUEZ, John. Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y sub húmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda, Colombia. [En línea]. En: Scientia Et Technica. Mayo, 2006. vol. 12, no. 30., p. 405-410. (Recuperado en 27 agosto 2016). Disponible en: <http://media.utp.edu.co/ciebre/g/archivos/bosque-seco-tropical/articulo-revista-utp.pdf>

ENVIROMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). ArcGIS [software sistema de información geográfica] Versión 10.3.1 Estados Unidos. Recuperado de: www.esri.com.

ETTER, Andres, *et al.* Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns, and rates. [Online]. In: Journal of Environmental Management. April 2006. vol. 79. no. 1., p. 74 – 87. (cited 5 June 2016).

Available from Internet: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479705002185>

EVANS, María Antonieta. Caracterización de la vegetación natural de sucesión primaria en el Parque Nacional Volcán Pacaya y Laguna de Calderas, Guatemala. [En línea]. Tesis M Sc. Turrialba: 2006. 79 p. (Recuperado en 2 septiembre 2016). Disponible en: <http://www.sidalc.net/repdoc/A0987e/A0987e.pdf>

FINEGAN, Bryan. Forest succession. [Online]. In: Nature. November 1984. vol. 312. no. 1., p. 109–114. (cited 13 June 2016). Available from Internet: https://www.researchgate.net/profile/Bryan_Finegan/publication/32037579_Forest_succession_reply/links/00b4952ab3b3e968d3000000.pdf

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. State of the world's forests 2012. [Online]. Rome: FAO. 2012. 47 p. (cited 16 June 2016). Available from internet: <http://www.fao.org/3/a-i3010e.pdf>

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. State of the world's forests. Forest and agriculture: Land-use challenges and opportunities. [Online]. Rome: FAO. 2016. 119 p. (cited 16 august 2016). Available from internet: <http://www.fao.org/3/a-i5588s.pdf>

FUNDACIÓN FRIEDRICH NAUMANN. La reforestación en Colombia. El proyecto forestal (Carare-Opón). Bogotá: Guadalupe Ltda. 1976. 758 p.

FORMAN, Richard; GALLI, Anne and LECK, Charles. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. [Online]. In: Oecologia. 1976. vol. 26. no. 1., p. 1–8. (cited 1 June 2016). Available from Internet: <http://hmf.rutgers.edu/Pubs%20up%20to%201982/Forman,%20Galli%20and%20Leck%201976.pdf>

FRANCO, Rodolfo y RODRÍGUEZ, Juan. Análisis multitemporal satelital de los bosques del Carare-Opón mediante imágenes Landsat de 1991 y 2002. [En Línea] En: Colombia Forestal. Noviembre, 2005. vol. 9, no. 18., p. 157-162. (Recuperado en 24 agosto 2016). Disponible en: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/article/view/3054>

GÁLVEZ, Juventino. La restauración ecológica: Conceptos y aplicaciones. [En línea] Guatemala: Universidad Rafael Landívar. 2002. 245 p. (Recuperado en 14 Julio 2016). Disponible en: <http://biblio3.url.edu.gt/IARNA/SERIETECNINCA/8.pdf>

GASPARRI, Ignacio and GRAU Ricardo. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). [Online]. In: Forest Ecology and

Management. 2009, vol. 258. no. 1., p. 913–921 (cited 18 October 2016). Available from Internet: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709001352>

GEIST, Helmut. and LAMBIN, Erik. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. [Online]. In: BioScience. February 2002. vol. 52. no. 2., p. 143–150. (cited 19 June 2016). Available from Internet: [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1641/0006_3568\(2002\)052%5B0143:PCAUDF%5D2.0.CO%3B2](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1641/0006_3568(2002)052%5B0143:PCAUDF%5D2.0.CO%3B2)

GONZÁLEZ. José Julián, *et al.* Análisis de tendencia y patrones espaciales de deforestaciones en Colombia. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2011. 64 p. (Recuperado en 20 agosto 2016). Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documentos/13257/13817/Proyecciones.pdf/6cad956b-6b92-4320-a090-2000408a5765>

GONZÁLEZ, Luis y ROMERO, Ángela. Análisis multitemporal de los cambios de la cobertura de la tierra e influencia del cultivo de palma en el territorio del municipio de Villanueva Casanare. [En línea]. Tesis M Sc. Bogotá D.C.: Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de estudios ambientales y rurales. 2013. 149 p. (Recuperado en 16 septiembre 2016). Disponible en: <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/13495/GonzalezBorreroLuisHernan2013.pdf?sequence=1&isAllowed>.

HERNÁNDEZ Jorge. Síntesis de los biomas de Colombia. [En línea]. En: Seminario Biodiversidad y Manejo de la Fauna Silvestre. 1997. vol. 1. no. 1., p. 15-33 (Recuperado en 25 abril 2017). Disponible en: <http://biblovirtual.minambiente.gov.co:3000/DOCS/MEMORIA/MMA-0041/MMA-0041-CAPITULO2.pdf>

HERNÁNDEZ, Mateo. (Blog) Biodiversidad y conservación. Una guía para restaurar los ecosistemas de Colombia. Magdalena Medio. Enero, 2003. (Consultado 21 septiembre 2016). Disponible en: <http://biodiversidadyconservacion.blogspot.com.co/2013/01/una-guia-para-restaurar-los-ecosistemas.html>

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2010. 72 p. (Recuperado en 21 Julio 2016). Disponible en: http://siatac.co/c/document_library/get_file?uuid=a64629ad-2dbe-4e1e-a561-fc16b8037522&groupId=762

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Catálogo de patrones de cobertura de la tierra Colombia. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM. 2012. 18 p. (Recuperado en 19 agosto 2016). Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/153716/Catalogo+Coberturas+Tierra.pdf/f2eafe32-f300-4ae7-9ab7-f90a8670d75e>

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental. Grupo de Bosques 2015. Proyecto Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. [En línea]. Bogotá, D.C.: IDEAM. 2015. 54 p. (Recuperado en 22 octubre 2016). Disponible en: <http://www.ideam.gov.co>

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. Mapa de Cobertura de la Tierra Cuenca Magdalena-Cauca, Metodología CORINE Land Cover Adaptada para Colombia, escala 1:100.000. [En línea]. Bogotá D.C.: IDEAM : IGAC : CORMAGDALENA. 2007. 200 p. (Recuperado en 21 septiembre 2016). Disponible en: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021521/LIBROCORINEFINAL.pdf>

IRASTORZA, Pedro, Ing. Integración de la ecología del paisaje en la planificación territorial, aplicación a la comunidad de Madrid. [En línea]. Tesis M Sc. Madrid: UPM. 2006. 274 p. (Recuperado en 3 septiembre 2016). Disponible en: http://oa.upm.es/468/1/PEDRO_IRASTORZA_VACA.pdf

JIMÉNEZ, Humberto. Algunos árboles de la región Carare-Opón (Santander). Bogotá D.C.: Universidad Distrital Francisco José de Caldas - Instituto de Investigaciones y proyectos forestales y madereros : Proyecto de demostración y enseñanza forestal Carare-Opón. 1968. p. 5.

KANDUS, Patricia. El concepto de sucesión vegetal y su aplicación en sistemas de humedales deltaicos. [En línea]. Trabajo de grado. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. Facultad de ciencias Exactas y Naturales. Departamento de ciencias biológicas. 1995. 93 p. (Recuperado en 14 agosto 2016). Disponible en: http://server.ege.fcen.uba.ar/gjeh/PDF_MIOS/PATO_MAB.PDF

LEÓN MATA, Gerardo, ALVARES, Alfredo y MARTINEZ, José. Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. [En línea]. En: Investigaciones Geográficas. 2014. vol. 2014. no. 84., p. 44–53. (Recuperado en 7 agosto 2016). Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/569/56931521004.pdf>.

McGARIGAL, Kevin. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure (FRAGSTATS). [Geographic Information System software] Programmers: MARKS Barbara, HOLMES Christopher, and ENE Edward. Version 3.3, Build 5. [Online]. Available from internet: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html

McGARIGAL, Kevin and. MARKS, Barbara. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. [Online]. Colorado: Forest Science

Department. Oregon State University. U.S. Forest Service General Technical Report. 1994. 134 p. (cited 5 June 2016). Available from Internet: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>

MAS, Jean François y CORREA, Jorge. Análisis de fragmentación del paisaje del área protegida- Los Petenes -. Campeche. México. [En línea]. En: Investigaciones Geográficas. 2000. vol. 43. no. 1., p. 42–59. (Recuperado en 9 septiembre 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n43/n43a4.pdf>

MELO, Luis y CAMACHO, Milton. Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y uso de la tierra. Bogotá D.C.: CIAF : IGAC. 2005. 156 p.

MONCADA, Dora María. Análisis espacio-temporal del cambio en los bosques de Roble (*Quercus humboldtii* bonpl.) y su relación con la alfarería en Aguabuena, (Ráquirá–Boyacá). [En línea]. En: Colombia forestal. Diciembre, 2010. vol. 13. no. 2., p. 275–298. (Recuperado en 4 Julio 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v13n2/v13n2a08>

MONTOYA, Antonio. Percepción remota y procesamiento digital de imágenes. Bogotá. D.C.: CIAF. 1996. 130 p.

MORLÁNS, María Cristina. Estructura del paisaje (matriz, parches, bordes, corredores) sus funciones fragmentación del hábitat y su efecto borde. [En línea]. Catamarca: Universidad Nacional de Catamarca 1 ed. 2014. 12 p. (Recuperado en 4 septiembre 2016). Disponible en: <http://www.editorial.unca.edu.ar/Publicacione%20on%20line/Ecologia/imagenes/pdf/004-estructuradepaisaje.pdf>

MURCIA, Carolina y GUARIGUATA, Manuel. La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. [En línea]. En: Documentos ocasionales. 2014. vol. 12. no.1., 107 p. (Recuperado en 25 agosto 2016). Disponible en: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/occpapers/OP-107.pdf

MONTENEGRO, Leyva. Dinámica temporal y espacial de la fragmentación del bosque nativo en el sur de Chile. [En línea]. En: Colombia Forestal. Diciembre, 2001. vol. 7. no. 14., p. 71-84. (Recuperado en 25 agosto 2016). Disponible en: <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/colfor/article/view/3209/4699>

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAD PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. El estado de los bosques del mundo. Potenciar los beneficios socioeconómicos de los bosques (2014). [En línea]. Roma: FAO. 2014. 146 p. (Recuperado en 17 agosto 2016). Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i3710s.pdf>

OSUNA, Juan Manuel; MARROQUÍN, José Alberto y GARCÍA, Erik Jordán. Ecología y Medio Ambiente. [En línea]. Sonora: Editora Ana Isabel Ramírez. 2 ed. 2010. 116 p. (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: http://www.sibalcobachsonora.com/Materiales/SDH02/unidad_3/ECOLOGIA_Y_M EDIO_AMBIENTE.pdf

OTALORA, Aida. Mamíferos de los bosques de roble. [En línea]. En: Acta Biológica Colombiana. Noviembre, 2003. vol. 8 no. 2., p. 57-71. (Recuperado en 21 junio 2016). Disponible en: <http://publindex.colciencias.gov.co:8084/publindex/docs/articulos/0120-548X/2290550/2295035.pdf>

PAFFEN, K. H. Ecological landscape. [Online]. In: Erdkunde. August 1947. vol. 2. no. 1., p. 167-173. (cited 20 June 2016). Available from Internet: <http://www.jstor.org/stable/2321313>

PARRA, Alexander. Procesamiento digital de imágenes de satélite. Mérida: Universidad de los Andes. 2009. 200 p.

PEÑA, F, *et al.* Dinámica del paisaje para el período 1980–2004 en la cuenca costera del lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. [En línea]. En: Ecología austral. 2006. vol. 11. no.1., 20. p. (Recuperado en 7 septiembre 2016). Disponible en: http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/34647241/1f0296fcb5.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAJ56TQJRTWSMTNPEA&Expires=1484675252&Signature=xSc%2Fd%2Bt9bHC0%2BZSncw5zQoEWVbQ%3D&response_content_disposition=inline%3B%20filename%3DDinAemica_del_paisaje_para_el_perlodo_198.pdf

PUYRAVAUD, Jean. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. [Online]. In: Forest Ecology and Management. February 2003. vol. 117. no. 2., p. 593–596. (cited 13 June 2016). Available from Internet: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112702003353>

RIITERS Kurt, *et al.* Global-scale patterns of forest fragmentation. [Online]. In: Ecology and Society. November 2000. vol. 4. no. 2., p. 1–23. (cited 3 June 2016). Available from Internet: <http://www.ecologyandsociety.org/vol4/iss2/art3/>

RINCÓN, Eliana; *et al.* Fichas técnicas de los patrones de las coberturas de la tierra de la Amazonia colombiana. [En línea]. Bogotá D.C.: Editor Uriel Gonzalo Murcia García. Instituto SINCHI. 2009. 172 p (Recuperado en 3 Julio 2016). Disponible en: http://siatac.co/c/document_library/get_file?uuid=8dfce45c_685b_458b_b096_5d96728d0933&groupId=762

RODRÍGUEZ, N. y ETTER, A. Transformación de la cobertura forestal en el Valle del Magdalena medio en el período de 1987-2001. [En línea]. En: Ambiente y

Desarrollo. 2008. vol. 16. no. 2., 105-132p. (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Andres_Etter/publication/266386553_Proceso_de_transformacion_de_la_cobertura_forestal_en_el_Valle_del_Magdalena_Medio_en_el_periodo_de_1987-2001/links/542ef3cd0cf29bbc1271e37e.pdf

RODRÍGUEZ, Oscar Eduardo y ARREDONDO, Harold Alberto. Manual para el manejo y procesamiento de imágenes satelitales obtenidas del sensor remoto MODIS de la NASA, aplicado en estudios de ingeniería civil. [En línea]. Bogotá D.C.: Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de ingeniería. Departamento de ingeniería civil. 2005. 230 p. (Recuperado en 13 agosto 2016). Disponible en: <http://www.javeriana.edu.co/biblos/tesis/ingenieria/tesis123.pdf>

ROSALES, Albán. Manual para la interpretación de imágenes de sensores remotos de las principales coberturas y usos de la tierra de Costa Rica. [En línea]. San José de Costa Rica: Ministerio de Agricultura y Ganadería. 2013. 62 p. (Recuperado en 24 agosto 2016). Disponible en: <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/a00337.pdf>

SÁNCHEZ, Ana. *et al.* Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. [Online]. In: PLoS ONE. 2011. vol.7. no. 8., 14 p. (cited 18 June 2016). Available from Internet: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0043943>

SANTOS, T y TELLERÍA, J.L. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de especies. [En línea]. En: Ecosistemas. 2006. vol. 2006. no. 2., p 3-12. (Recuperado en 12 diciembre 2016). Disponible en: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423&Id_Categoria=2&tipo=portada

SKOLE, David and TUKER, Compton. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. [Online]. In: Science. 1993. vol. 260. no. 2., p 1905-1910. (cited 15 June 2016). Available from internet: <http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/31155874/TropicalDeforestationAndHabitatFragmentationInTheAmazon.pdf>

SOSA Joaquín y ÁVILA, Abraham de Alba. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. [En línea]. En: Madera y Bosques. 2007. vol. 14. no. 1., p 37-51. (Recuperado en 15 agosto 2016). Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/mb/v14n1/v14n1a4.pdf>

TINKER, Daniel, *et al.* Watershed analysis of forest fragmentation by clear cuts and roads in a Wyoming forest. [Online]. In: Landscape Ecology. June 1998. vol. 13. no. 1., p. 149-165. (cited 3 June 2016). Available from Internet: <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1007919023983>

TROLL, Carl. Ecología del paisaje. [En línea]. En: Investigación ambiental. Abril, 2010. vol. 2. no. 1., p. 94-105. (Recuperado en 16 agosto 2016). Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2884454.pdf>

TUOMISTO, Hanna; RUOKOLAINEN, Kalle and YLI-HALLA, Markku. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. [Online]. In: Science. June 2003. vol. 299. no. 2., p. 241–244. (cited 24 June 2016). Available from Internet: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12522248>

TURNER, Monica and GARDNER, Robert. Landscape ecology in theory and practice: patterns and process. [Online]. New York: Springer. 2 ed. 2015. 499 p. ISBN 978-1-4939-2794-4. (Cited 7 august 2016). Available from Internet: <http://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-1-4939-2794-4.pdf>

UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS. Plan de desarrollo forestal para la reactivación del proyecto Carare-Opón. Formulación. [En línea]. Bogotá D.C.: Universidad Distrital Francisco José de Caldas : CORMAGDALENA : Corporación de Desarrollo y Paz del Magdalena Medio. 2003. 395 p. (Recuperado en 18 octubre 2016). Disponible en: <https://es.scribd.com/document/27879354/Unidistrital-ion-Plan-Forestal-Carare-Opon>

VARGA, Diego y VILA, Josep. Ecología del paisaje y sistemas de información geográfica ante el cambio socioambiental en las áreas de montaña mediterránea. Una aproximación metodológica al caso de los valles d'Hortmoier y Sant Aniol. [En línea]. En: Revista Internacional de Ciencias Sociales. 2005. vol. 67. no. 2., p. 59-72. (Recuperado en 23 Julio 2016). Disponible en: <http://revistas.um.es/areas/article/view/128011>

VARGAS, Victoriano. Análisis de fragmentación del *bosque de roble (Quercus humboldtii Bonpl.)* empleando sensores remotos y SIG en el sector Peña Lisa, Departamento de Santander, Colombia. Tesis M. Sc. Mérida: Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Junio. 2015. 186 p.

ANEXOS

Anexo A. Características de las ortofotografías utilizadas para la elaboración del mapa de cobertura de la tierra del año 1971.

Vuelo	Faja	No. Ortofotografía	Extensión en el terreno -sin nubes- (has)	Área cubierta por nubes (has)	Proporción de nubes reemplazada (%)	Traslape sobre la siguiente ortofotografía (has)
C-1370	I	137	5.212,11	432.62	98	634,25
		139	5.699,68	-	-	312,69
		141	5.157,12	-	-	337,43
		143	5.493,08	-	-	404,23
		145	5.125,62	-	-	246,80
		147	5.310,30	32.42	100	601,10
		149	5.447,07	192.46	100	597,47
		151	4.939,21	321.12	100	-
C-1374	II	195	5.848,87	428.25	100	1.120,93
		193	5.041,41	315.94	100	687,76
		191	5.031,92	569.34	100	166,24
		189	5.732,42	9.95	100	487,05
		187	5.583,78	55.46	100	399,65
		185	5.518,95	70.03	100	778,50
		183	4.724,09	297.93	69	-
	III	172	5.730,95	53.00	100	681,37
		174	5.676,62	99.43	100	817,22
		176	6.231,79	-	-	512,46
		178	4.991,84	-	-	489,38
		180	5.930,04	2.29	100	519,62
		182	2.436,37	1979.85	71	-
	IV	102	5.510,60	-	-	916,79
104		5.473,69	22.66	100	958,66	
106		5.732,72	-	-	921,48	
108		5.027,83	83.74	89	426,85	
110		3.987,83	263.90	100	488,42	
112		4.366,59	226.19	92	-	
Traslape entre las fajas II y III (has)						5.171,57
Traslape entre las fajas III y IV (has)						1.455,73

Anexo B. Resumen de las métricas utilizadas para evaluar la fragmentación del ecosistema, expresadas en la nomenclatura propia del software FRAGSTAS

Nivel	Métrica	Acrónimo FRAGSTAS	Anotación
Parche.	Distancia euclidiana al vecino más cercano.	<u>ENN</u>	<i>Euclidean Nearest-Neighbor Distance</i> , es tal vez la medición más simple a nivel de parche y ha sido utilizada extensamente para cuantificar el aislamiento entre fragmentos. En FRAGSTAS, la distancia euclidiana al vecino más cercano es definida usando sencillamente geometría euclidiana, como la distancia más corta, a través de una línea recta, entre el parche focal y su vecino más cercano de la misma clase.
	Área total	<u>CA</u>	<i>Class Area</i> es una medición de la composición del paisaje. Especifica que tanto de un paisaje está conformado por un tipo particular de parches. Adicionalmente <i>Class Area</i> es usada para la determinación de muchas de las métricas a nivel de clase y paisaje.
Clase	Número de fragmentos	<u>NP</u>	<i>Number of patches</i> es una medida de la extensión, división y fragmentación de la unidad ecológica evaluada. Si bien el número de parches en una clase puede ser muy importante para un gran número de procesos ecológicos, a menudo se ha limitado su propia interpretación, debido a que no contiene información sobre área, distribución o densidad de parches. Desde luego, si el área total del paisaje y de la clase se mantiene constantes, el número de parches representa información asociada a la densidad o tamaño medio de los fragmentos.
	Densidad de fragmentos	<u>PD</u>	<i>Pacht density</i> es un aspecto limitado pero fundamental de los patrones del paisaje. Similar al número de parches, pero expresa su resultado como relativo a una superficie, con lo cual se facilita la comparación entre diferentes paisajes. Desde luego, si el área total del paisaje se mantiene constante, la densidad de parches se convierte en un trasmisor de información. Como el número de parches, la densidad de parches presenta la limitación de no exponer información sobre la distribución espacial de parches.

Anexo B. Continuación.

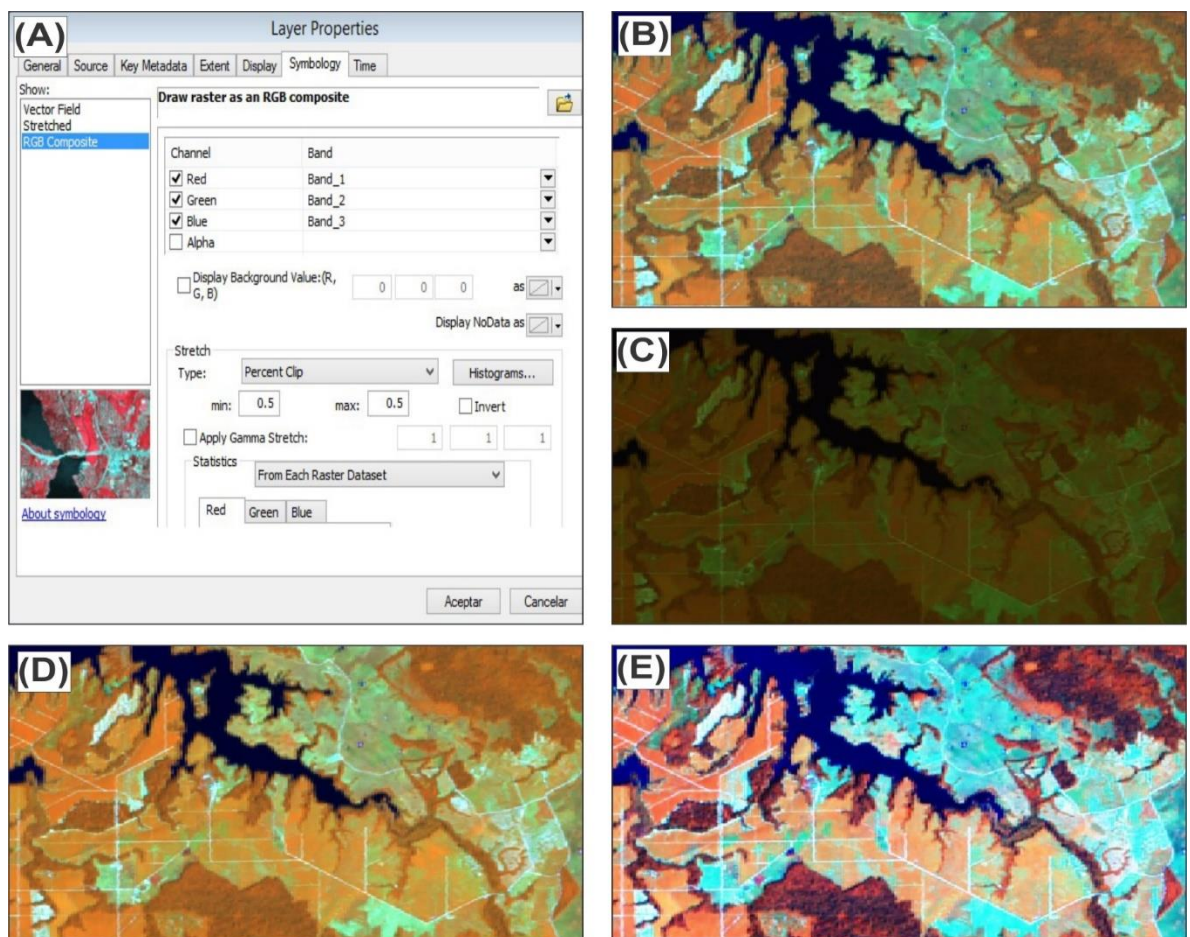
Nivel	Métrica	Nomenclatura FRAGSTAS	Anotación
	Densidad de borde	<u>ED</u>	<i>Edge density</i> reporta la longitud de bordes en proporción de área, facilita la comparación entre diferentes paisajes de tamaño variable.
	Radio de giro medio.	<u>Mean GYRATE</u>	<i>Radiouos of gyration</i> es una medición de la extensión de cada parche, asimismo el efecto tanto de su tamaño como de su compactación.
Clase	índice medio de forma.	<u>Mean SHAPE</u>	<i>Shape index</i> constituye una medida sencilla y directa de la complejidad global de la forma de los parches, ajusta su relación a una superficie cuadrada o casi cuadrada.
	Índice medio de dimensión fractal	<u>Mean FRAC</u>	<i>Fractal dimension index</i> es atractivo porque refleja la complejidad de la forma a través de una gama de escalas espaciales. Así, al igual que el índice de forma (SHAPE), supera una de las principales limitaciones de la recta relación perímetro-área como una medida de la complejidad de la forma.
	Índice de diversidad de Shannon	<u>SHDI</u>	<i>Shannon's diversity index</i> es una medida popular de la diversidad en la ecología comunitaria, aplicada aquí a los paisajes.
Paisaje	Índice de diversidad Uniforme de Shannon	<u>SHEI</u>	<i>Shannon's evenness index</i> is se expresa de tal manera que una distribución uniforme del área entre los tipos de parche da como resultado una uniformidad máxima. Como tal, la uniformidad es el complemento de la dominación.

Fuente: McGARIGAL, Kevin and. MARKS, Barbara. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.

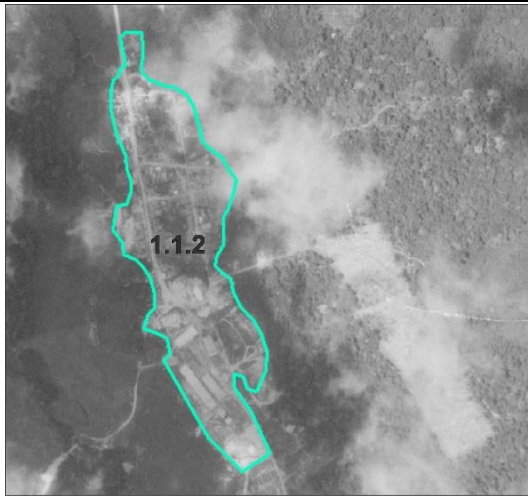
Anexo C. Catálogo de coberturas para la región Carare-Opón

A continuación, se presenta una descripción de las coberturas identificadas en el área de estudio mediante interpretación visual de fotografías aéreas (para el año 1971) e imágenes satelitales (para los años 1986, 2002 y 2015). Haciendo uso de la combinación indicada de bandas en composición RGB para las imágenes satelitales y tomando como referencia la información descrita en los libros: Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y usos de la tierra (IGAC), y el catálogo de patrones de cobertura de la tierra Colombia (IDEAM), se lograron identificar y digitalizar las siguientes unidades de paisaje:

Figura 47. (A) Administración de la simbología en la ventana *Layer Properties* de ArcGIS para determinar la representación de una imagen satelital. (B) Imagen satelital Landsat 8 en combinación RGB 564 con ajuste de histogramas en desviación estándar (*Standard Deviations*), (C) mínimo-máximo (*Minimum-Maximum*), (D) partición porcentual (*Percent Clip*) y (E) ecualización de histogramas (*Histogram Equalize*)



1.1.2 Tejido urbano Discontinuo.



Fotografía aérea, Campo capote 1971



Imagen satelital. Campo Capote, 1986. Landsat 5, combinación RGB 453 con representación de histogramas en desviación estándar.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Es irregular, varía de acuerdo a las construcciones de los diferentes municipios o corregimientos.	
Tamaño	El tejido urbano discontinuo por lo general presenta pequeñas extensiones, varía de acuerdo a la cantidad de construcciones o viviendas presentes.	
Patrón	Se aprecian las calles y viviendas en combinación con zonas verdes.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Las zonas verdes presentes en la cobertura muestran una textura media, por lo contrario de las viviendas y calles con una textura fina.	Varia de media en las zonas verdes, a fina en las estructuras construidas.
Tono y color	Aparecen en tonos de gris claro, bien definidos. Por lo contrario, la vegetación arbórea se presenta en tonalidades más oscuras.	Para la composición RGB 453 se observan de color azul claro con matices de blanco, por su parte, la vegetación aparece en tonos rojos y naranjas

1.2.2.1 Red Vial y territorios asociados.

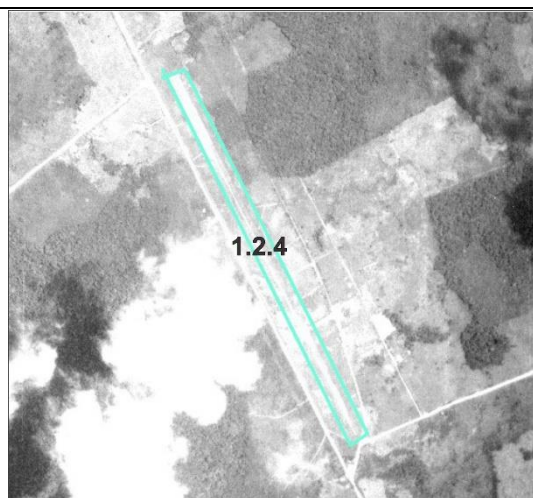


Imagen satelital. Red vial, 1986. Landsat 5 composición RGB 453 con representación de histogramas en desviación estándar.

Imágenes de sensores remotos	
Características	Características similares
Forma	Sección continua homogénea con ancho mayor a 30 metros.
Tamaño	La red vial puede presentar grandes trayectorias de sección continua, pero su espesor es pequeño de aproximadamente 30 metros.
Patrón	Secciones continuas, su espesor es de un mínimo de 30 metros y no supera los 50 metros.

Tipo de sensor	
Características	Imagen de satélite Landsat
Textura	La cobertura muestra una textura fina.
Tono y color	Se distinguen por manifestar una tonalidad blanca y azul claro, a diferencia de pastos y vegetación adyacentes que aparecen en tonos naranjas o rojos.

1.2.4 Aeropuertos



Fotografía aérea, pista de aterrizaje 1971



Imagen satelital. Pista de aterrizaje, 1986. Landsat 5, composición RGB 453 con representación de histogramas en desviación estándar.

Características	Imagen de sensor remoto
Forma	Regular, debido a la sección continua homogénea y geométrica que caracteriza la pista de aterrizaje.
Tamaño	La pista de aterrizaje identificada, se extiende en un área bastante pequeña.
Patrón	Pequeña área, conformada por una forma geométrica de rectángulo alargado, su ancho no supera los 50 metros.

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura fina a muy fina	Textura fina homogénea.
Tono y color	Color blanco, ofrece un contraste moderado con las coberturas adyacentes.	Presenta un color azul un poco más oscuro en comparación con la coloración de los pastos, en la misma composición de bandas.

2.2.3.1 Otros cultivos permanentes arbóreos

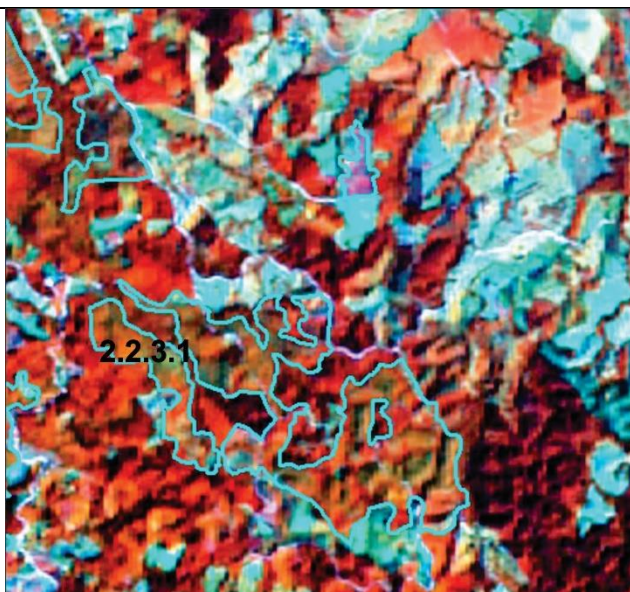


Imagen satelital. Cultivo de caucho, 2015. Landsat 8, composición RGB 564 con representación en ecualización de histogramas.

Características	Imagen de sensor remoto
Forma	Irregular, asume la forma de los predios destinados para las plantaciones de caucho, estos presentan límites irregulares con las áreas remanentes de bosque y pastos.
Tamaño	Variable, se encuentran desde cultivos que ocupan áreas pequeñas, hasta extensiones de terreno relativamente grandes.
Patrón	Es frecuente la aglomeración de árboles de caucho en cultivos geométricos.

Características	Tipo de sensor
	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura media, por la copa de los árboles de caucho.
Tono y color	Se diferencia de los demás patrones de cobertura por presentar una tonalidad naranja medianamente claro, con matices de verde claro debido a la reflectividad del suelo bajo el dosel de la plantación.

2.2.3.2 Palma de aceite

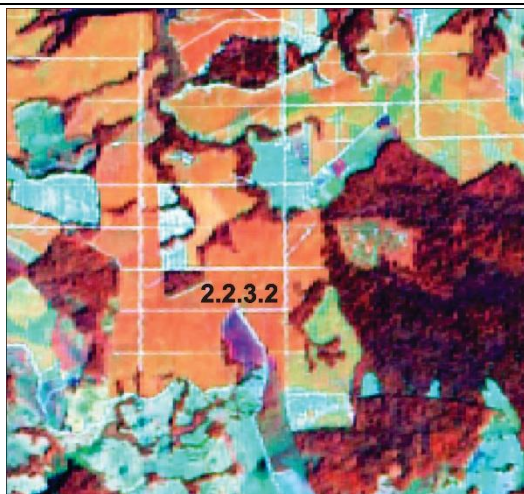
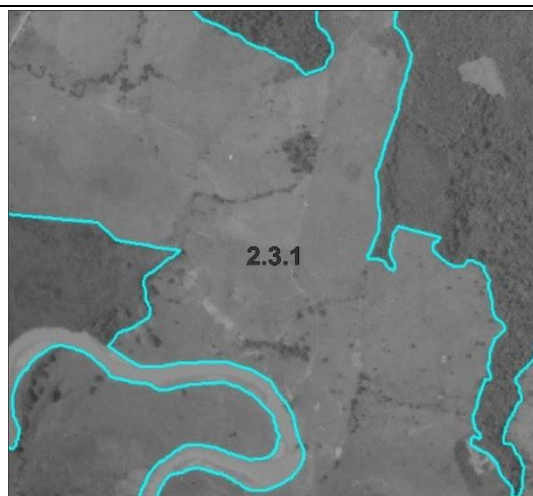


Imagen satelital. Cultivo de Palma, 2015. Landsat 8, composición RGB 564 con representación en ecuilización de histogramas.

Características	Imagen de sensor remoto
Forma	Es regular, las parcelas mantienen formas geométricas.
Tamaño	Es variable, desde cultivos con pequeñas parcelas a extensiones relativamente grandes.
Patrón	Son formas geométricas bien definidas por las parcelas que conforman el cultivo. Además, se observan vías de comunicación entre cada parcela, que a su vez actúan como límites.

Características	Tipo de sensor
	Imagen de satélite Landsat
Textura	Fina a media, debe su textura homogénea al dosel de altura constante formado por la copa de las palmas coetáneas.
Tono y color	Presenta un tono naranja bien definido, en contraste, los pastos aparecen en colores azules con matices de blanco. La vegetación arbórea natural adyacente se observa en tonalidades de rojo más fuertes e intensos.

2.3.1 Pastos limpios



Fotografía aérea, pastos limpios 1971

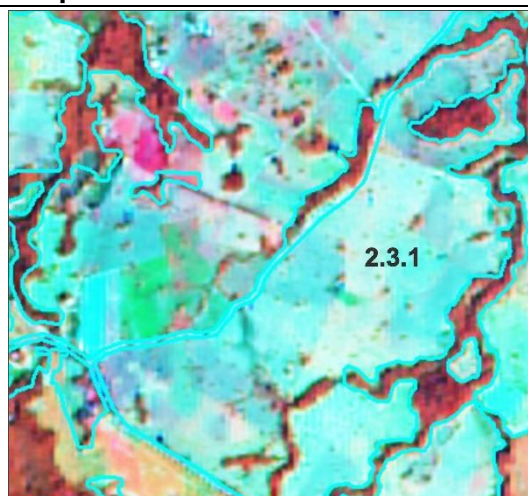
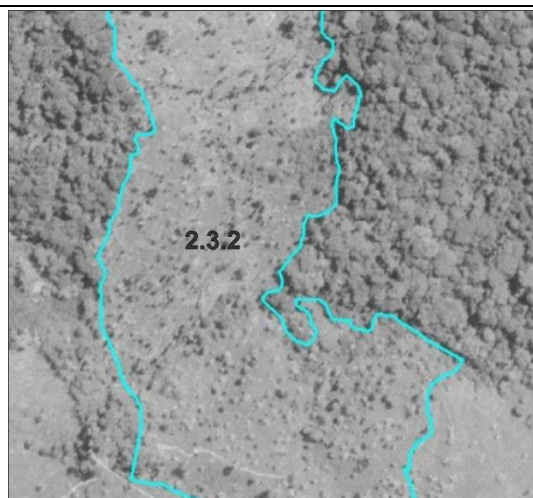


Imagen satelital. Pastos limpios, 2015. Landsat 8, composición RGB 564 con representación en ecuilización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Varía de acuerdo al terreno. Algunas superficies presentan formas regulares, donde la conversión del bosque avanzó de manera uniforme, asimismo, formas irregulares se repiten en el área de estudio, influenciadas por diferentes factores, entre ellos la ausencia de prácticas de manejo.	
Tamaño	Son generalmente áreas extensas localizadas en terrenos planos, sin embargo, en las zonas montañosas, la matriz de pastos se ve fuertemente ocupada por parches de coberturas naturales.	
Patrón	Se repite la presencia del manto que conforma esta cobertura. En fotografías aéreas, se diferencia el tamaño de alturas en cada una de las coberturas como el bosque y vegetación en transición definiéndose así un arreglo característico que los diferencian.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Se observa una textura muy fina homogénea.	Fina homogénea.
Tono y color	Depende del estado vegetativo o edad de los pastos, varía de gris a gris claro.	Sobresalen entre los demás patrones de cobertura, por presentar un tono azul claro bien definido y matices blancos.

2.3.2 Pastos arbolados



Fotografía aérea, pastos arbolados 1971

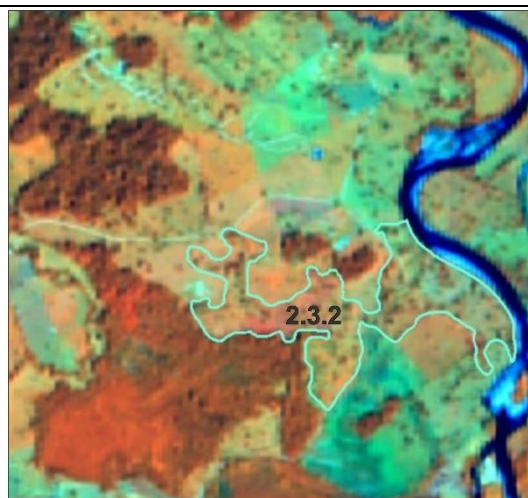
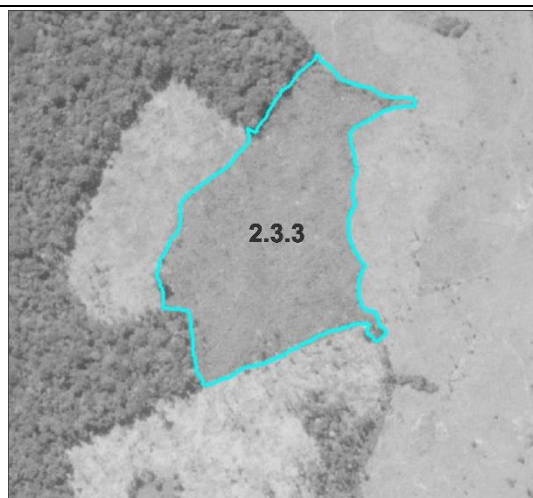


Imagen satelital 2015. Pastos arbolados. Landsat 8 composición RGB 564 con representación en desviación estándar.

Características	Imágenes de sensores remotos.	
	Características similares.	
Forma	Por lo general es irregular.	
Tamaño	Para el área de estudio son coberturas no extensas.	
Patrón	Es similar a la cobertura de pastos limpios, pero, además, existe la presencia de árboles, pequeños, puntos que se identifican claramente en las imágenes satelitales y fotografías aéreas.	
Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Se observa una textura muy fina con aglomeraciones de puntos, los cuales no son más que árboles.	Fina homogénea, con aglomeraciones de puntos o arboles distribuidos por toda el área.
Tono y color	Los pastos arbolados aparecen con la misma tonalidad que los pastos limpios, pero adicionalmente, manifiestan ciertos parches pequeños de color más oscuro que se dispersan por toda la unidad.	Los pastos arbolados aparecen con la combinación de tonalidades azul y rojo: azul, en mayor proporción los pastos limpios, rojo, en igual o menor proporción con textura más gruesa en relación a los arboles

2.3.3 Pastos enmalezados



Fotografía aérea, pastos enmalezados 1971

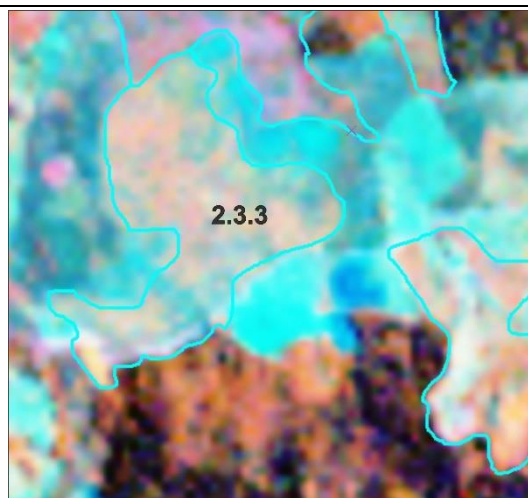
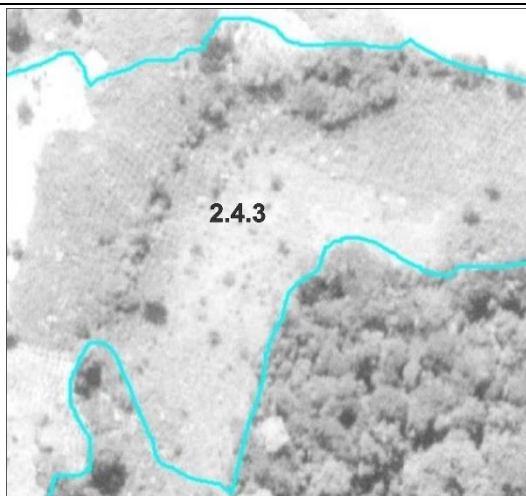


Imagen satelital. Pastos enmalezados, 1986. Landsat 5, combinación RGB 453 con representación en ecualización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Irregular.	
Tamaño	Es variable, entre pequeñas a grandes extensiones.	
Patrón	Es constante el manto que ocupa la cobertura, esta entre la transición de pastos limpios y vegetación secundaria baja.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Es una textura media. En comparación con los pastos es más gruesa, y fina si se relaciona con la vegetación en transición	Media, homogénea.
Tono y color	Los pastos enmalezados tienen una tonalidad de gris. Se diferencian claramente de los pastos limpios por poseer un color gris claro.	Poseen una tonalidad de naranja claro, que se diferencia fácilmente de los pastos limpios, ya que estos presentan tonalidades azules.

2.4.3 Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales.

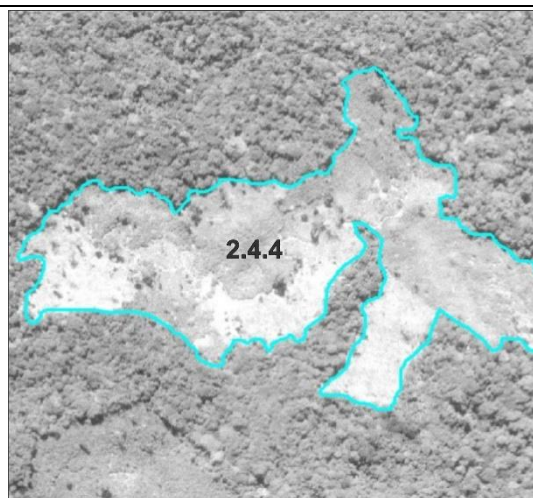


Fotografía aérea, mosaico de cultivo, pastos y espacios naturales. 1971

Características	Imagen de sensor remoto
Forma	Es irregular, por presentar la combinación de diferentes coberturas, las cuales, individualmente no alcanzan a formar parte de una.
Tamaño	Es variable, por lo general son extensiones medianas, por presentar diferentes tipos de mosaicos.
Patrón	Son irregulares, se identifican diferentes tipos de coberturas que individualmente no alcanzan a formar una de estas. La combinación de pequeños cultivos, pastos y espacios naturales.

Características	Tipo de sensor
	Fotografía aérea
Textura	La textura varía de fina a media.
Tono y color	Cuadros o rectángulos de tonalidades grises, acompañados de pequeños puntos más resaltantes en color oscuro, que indican el tipo de cultivo; pastos, se manifiestan adyacentes a los cultivos en tonalidades de gris claro o blanco y gris un poco más oscuros, para enmalezados; en combinación con parches de tonalidades oscuras.

2.4.4 Mosaico de pastos con áreas naturales



Fotografía aérea, mosaico de pastos con áreas naturales. 1971

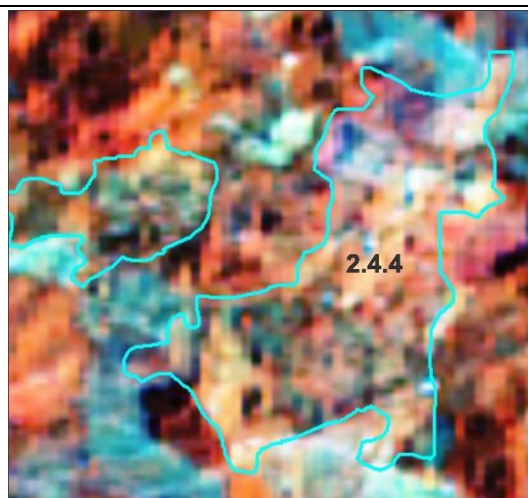
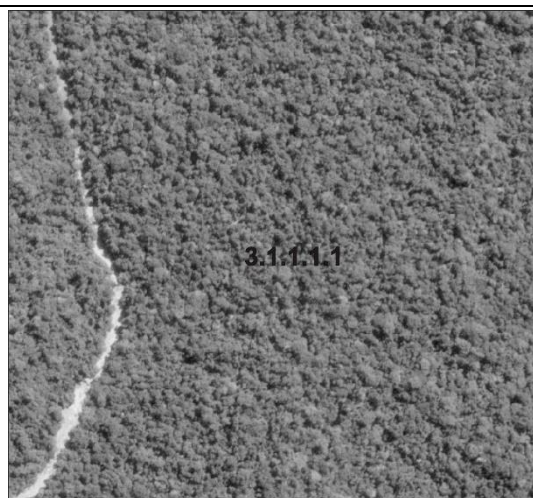


Imagen satelital. Mosaico de pastos con áreas naturales, 2015. Landsat 8 composición RGB 564 con representación en ecuilización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Irregular.	
Tamaño	Es variable, entre pequeñas a grandes extensiones.	
Patrón	Combina pastos con áreas naturales.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	La textura dentro de la cobertura varía de fina a media.	La textura es media.
Tono y color	Es la combinación de pastos limpios; en tonalidades de gris claro o blanco, enmalezados; en color gris un poco más oscuro y, por último, pequeñas áreas por lo general en tonos de gris oscuros.	Los mosaicos de pastos con áreas naturales, no se logra identificar un límite definido, entre vegetación en transición o pastos, por lo general, son tonalidades de rojo y azul combinados.

3.1.1.1.1 Bosque denso alto de tierra firme



Fotografía aérea, Bosque denso alto de tierra firme. 1971

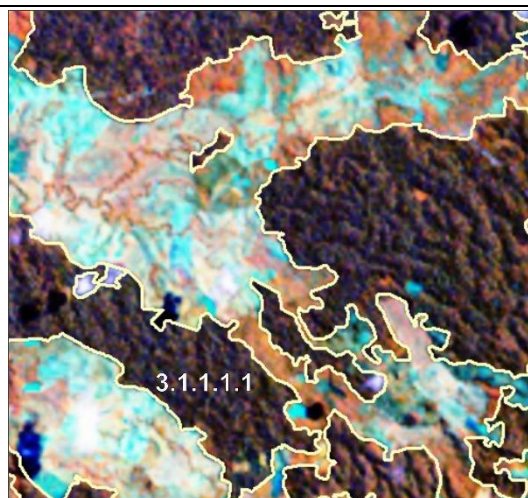
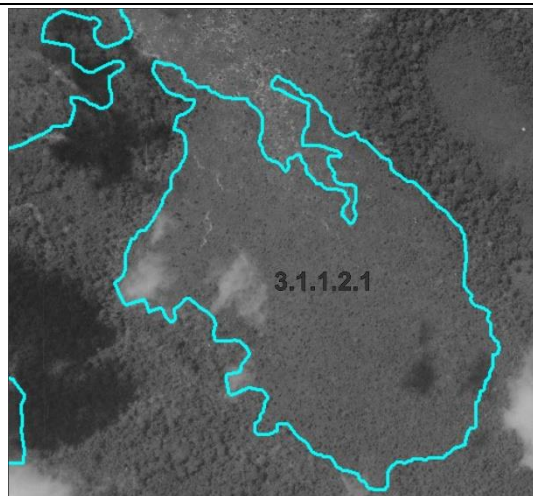


Imagen satelital. Bosque denso alto de tierra firme, 1986. Landsat 5, combinación RGB 453 con representación en ecualización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos
	Características similares
Forma	Irregular.
Tamaño	Generalmente es de grandes extensiones, ocupa un porcentaje grande en la región carare-opón.
Patrón	Se repite el manto homogéneo que cubre la cobertura. En las fotografías aéreas se diferencia por la altura de copas de los arboles definiéndose así un arreglo espacial característico.

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	La textura varía de media a gruesa. Presenta rugosidad gruesa en árboles de gran porte y media en donde son de poca altura y su tamaño de copa pequeña.	La textura puede variar de media a gruesa, pero por lo general de rugosidad gruesa.
Tono y color	Aparece en tonos de gris oscuro o negro, fácilmente reconocible de las demás coberturas.	Aparece en tonos de rojo oscuro fácilmente reconocible de las demás coberturas.

3.1.1.2.1 Bosque denso bajo de tierra firme



Fotografía aérea, Bosque denso bajo de tierra firme. 1971

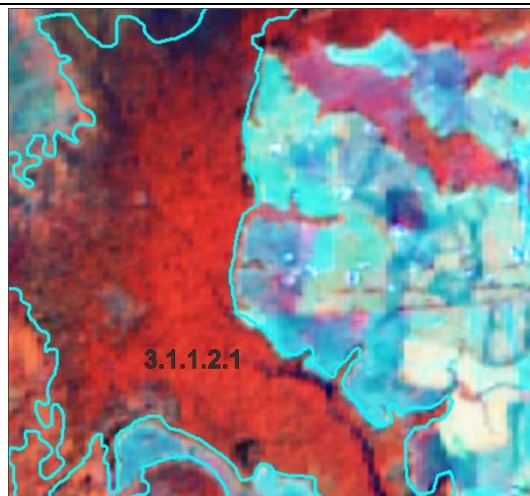


Imagen satelital. Bosque denso bajo de tierra firme, 2015. Landsat 8 combinación RGB 564 con representación en ecuilización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos
	Características similares
Forma	Irregular.
Tamaño	Generalmente es de grandes extensiones.
Patrón	Se repite el manto homogéneo que cubre la cobertura. En las fotografías aéreas se diferencia por la altura de copas de los árboles del bosque denso alto de tierra firme, definiéndose así un arreglo espacial característico.

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	La textura por lo general es media. Presenta rugosidad media, arboles de gran porte no se divisan.	La textura es media.
Tono y color	El bosque denso bajo de tierra firme, aparece con tonalidad gris oscuro	Presenta un color rojo. El bosque denso alto, por lo contrario, tonalidades de rojo oscuro y matices de negro.

3.1.4 Bosque de galería y ripario



Fotografía aérea, Bosque de galería y ripario. 1971

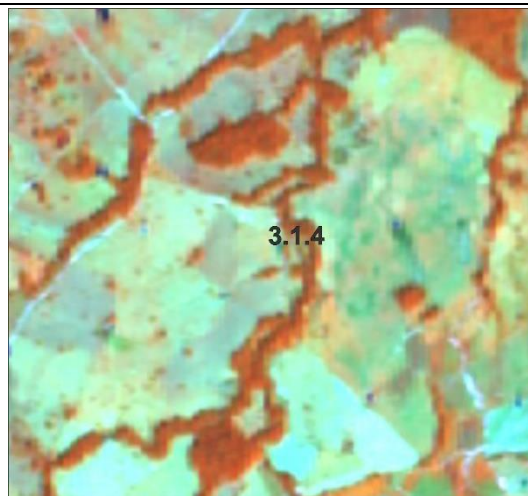


Imagen satelital. Bosque de galería y ripario. 2015. Landsat 8 combinación RGB 564 con representación de histogramas en desviación estándar.

Imágenes de sensores remotos

Características

Características similares

Forma	Su forma es irregular, varia en diferentes formas. Esta depende del drenaje al que asociado.
Tamaño	Este patrón de cobertura está limitado en amplitud por bordear la fuente de aguas o patrones de drenaje.
Patrón	Asociado a los patrones de drenaje.

Tipo de sensor

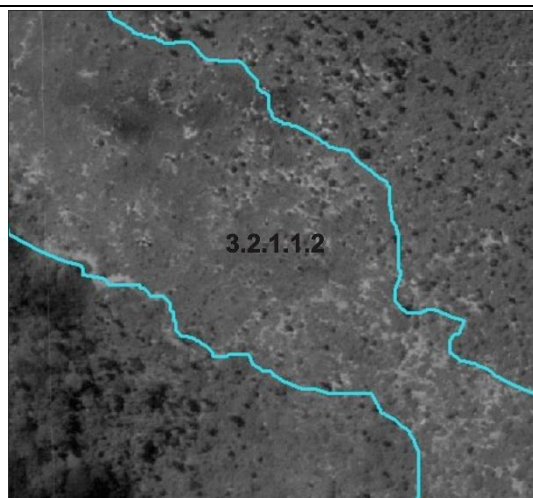
Características

Fotografía aérea

Imagen de satélite Landsat

Textura	Textura media a gruesa	Textura de fina a media.
Tono y color	Tonalidad gris oscuro	Presenta un color rojo

3.2.1.1.2 Herbazal denso inundable no arbolado



Fotografía aérea, Herbazal denso inundable no arbolado. 1971

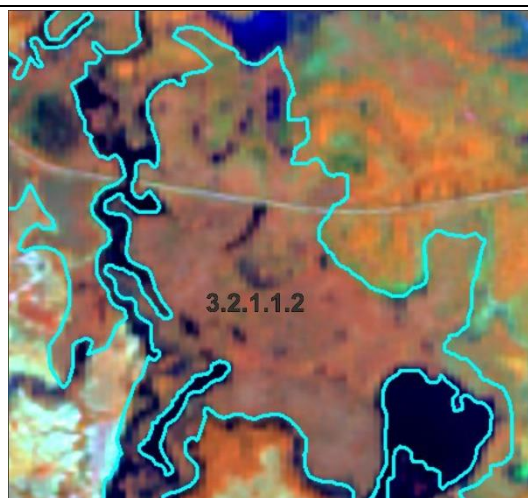
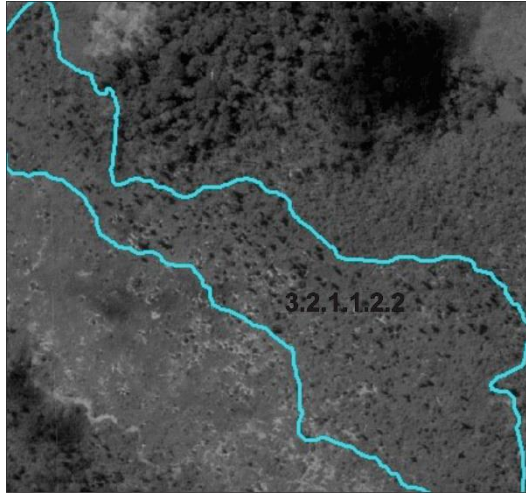


Imagen satelital. Herbazal denso inundable no arbolado, 2015. Landsat 8 combinación RGB 564 con representación de histogramas en percent clip

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Forma irregular. Es denso con árboles de copa pequeña y se desarrollan sobre relieve plano.	
Tamaño	Grandes extensiones.	
Patrón	Se caracteriza por la presencia de bosques de galería que están vinculados con drenaje, los cuales inundan esa superficie.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura fina.	Se observa textura muy fina homogénea.
Tono y color	Combinación de matices blancos o grises claros representantes del agua y tonos grises oscuros	Posee tonalidad naranja con matices azules, haciendo referencia al agua presente en la superficie de dicha área

3.2.1.1.2.2 Herbazal denso inundable arbolado

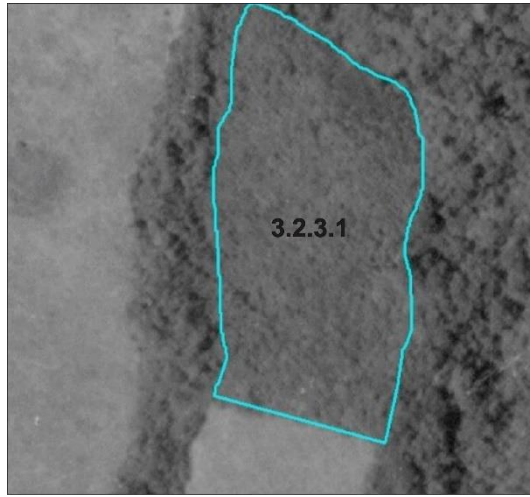


Fotografía aérea, Herbazal denso inundable arbolado. 1971

Características	Imagen de sensor remoto
Forma	Irregular. Es denso con árboles de copa pequeña por lo general se encuentra en áreas planas.
Tamaño	Varia. Desde pequeñas a grandes extensiones.
Patrón	Patrón con árboles de copa pequeña y se desarrollan sobre relieve plano. Están vinculados con drenajes.

Tipo de sensor	
Características	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura fina con pequeños puntos rugosos.
Tono y color	herbazal denso inundable arbolado, aparece con la combinación de tonos grises oscuros y matices blancos o grises claros representantes del agua, además, arboles como parches oscuros

3.2.3.1 Vegetación secundaria alta



Fotografía aérea, Vegetación secundaria alta. 1971

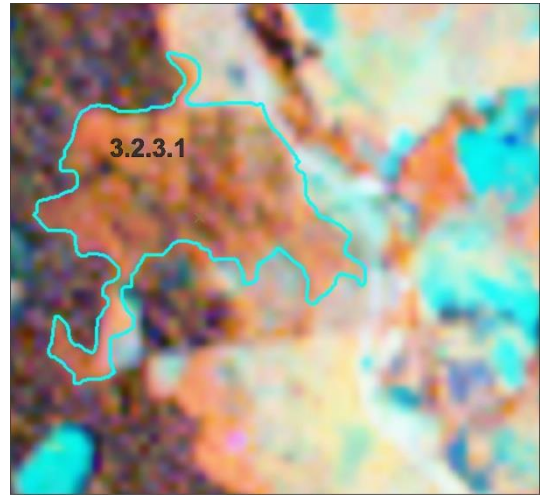


Imagen satelital. Vegetación secundaria alta, 1986. Landsat 5 combinación RGB 453 con representación en ecualización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Forma irregular. Es denso homogénea.	
Tamaño	Varia de pequeñas a grandes extensiones.	
Patrón	Se diferencia claramente del bosque, ya que la copa de los árboles es mayor que la evaluada alcanzando mayores niveles de rugosidad y tonalidad de color.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura media	Se observa textura media.
Tono y color	Presenta tonos oscuros grises	La vegetación secundaria alta aparece de color rojo

3.2.3.2 Vegetación secundaria baja



Fotografía aérea, Vegetación secundaria baja. 1971

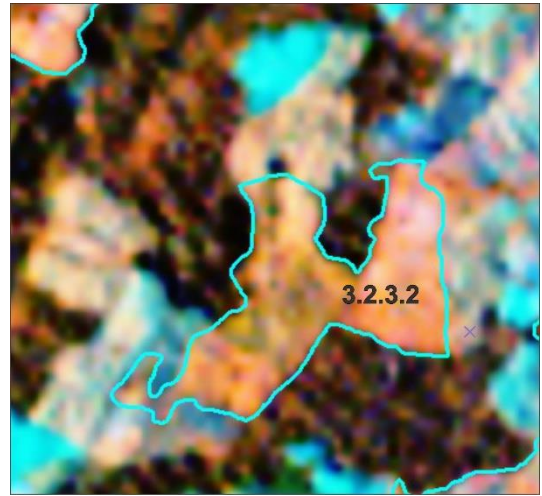
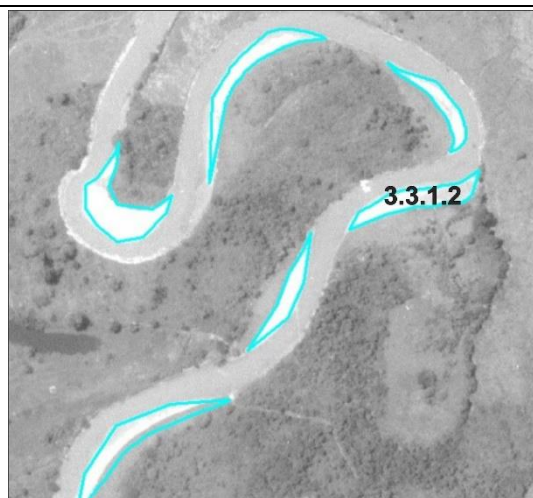


Imagen satelital. Vegetación secundaria baja, 1986. Landsat 5 combinación RGB 453 con representación en ecuilización de histogramas.

Características	Imágenes de sensores remotos
	Características similares
Forma	Irregular densa homogénea.
Tamaño	Por lo general varía de pequeñas a grandes extensiones.
Patrón	Se diferencia claramente de la vegetación secundaria alta, ya que la copa de los árboles es mayor que la evaluada alcanzando mayores niveles de rugosidad y tonalidad de color.

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura fina a media.	Se observa textura fina a media.
Tono y color	Tono gris oscuro, intermedio entre las tonalidades de pastos enmalezados y vegetación secundaria alta	La vegetación secundaria baja es de color naranja homogénea.

3.3.1.2 Arenales



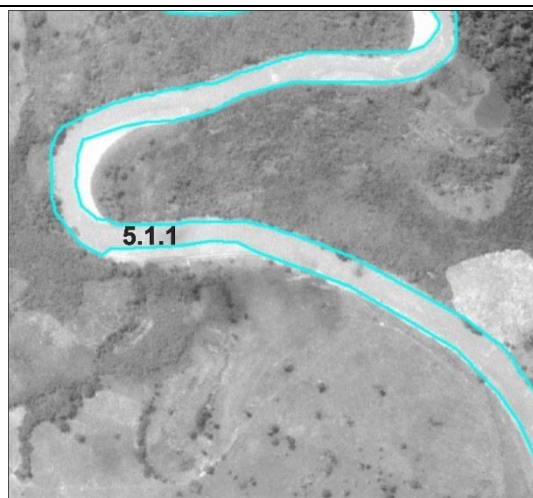
Fotografía aérea, Arenales. 1971



Imagen satelital. Arenales 2015. Landsat 8, combinación RGB 562 con representación de histogramas en min-max.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Regular, siempre toman una forma similar por el cauce de los ríos.	
Tamaño	Es un patrón de tamaño pequeño.	
Patrón	Está vinculado directamente a los drenajes, ya que son depósitos de arena que arrastran los cauces.	
Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura muy fina.	Textura muy fina.
Tono y color	Los arenales aparecen con tono blanco o claro.	Los arenales se manifiestan en color gris.

5.1.1 Ríos



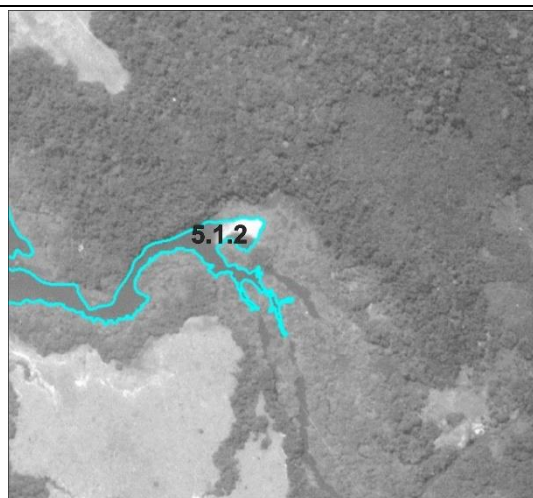
Fotografía aérea, ríos. 1971



Imagen satelital. Ríos, 2015. Landsat 8 combinación RGB 562 con representación de histogramas en min-max.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Su forma es irregular, varía en diferentes formas. Esta depende de la topografía del terreno.	
Tamaño	Este patrón de cobertura está limitado en amplitud.	
Patrón	Son los cursos de agua que se distribuyen desde las grandes montañas.	
Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura fina.	Textura fina.
Tono y color	Los ríos se presentan en color gris claro	Los ríos aparecen con un tono azul oscuro

5.1.2 lagunas, lagos y ciénagas naturales



Fotografía aérea, lagunas, lagos y ciénagas naturales. 1971

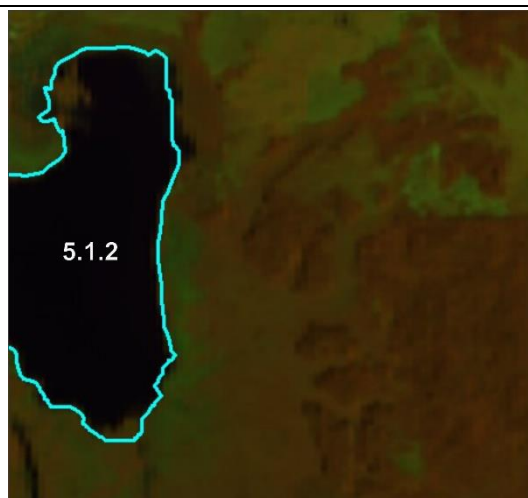


Imagen satelital. Lagunas, lagos y ciénagas naturales, 2015. Landsat 8 combinación RGB 562 con representación de histogramas en min-max.

Características	Imágenes de sensores remotos	
	Características similares	
Forma	Su forma es irregular.	
Tamaño	Este patrón de cobertura es pequeño.	
Patrón	Son depósitos de agua formados naturalmente.	

Características	Tipo de sensor	
	Fotografía aérea	Imagen de satélite Landsat
Textura	Textura fina.	Textura fina.
Tono y color	Se presentan con tonalidades de gris oscuro en donde su fácil identificación.	Aparecen con color azul oscuro

Anexo D. Cobertura boscosa y valores de deforestación para Colombia entre 1990 y 2014. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.



Colombia. Tasa anual de deforestación. 1990:2000, 2000:2005, 2005:2010, 2010:2012, 2012:2013, 2013-2014^a

Período	Momento	Superficie cubierta por bosque natural ¹ (ha)	Superficie deforestada ² (ha)	Promedio anual de superficie deforestada (ha/año)	Proporción de la superficie total sin información ³ (%)	Tasa anual de deforestación ⁴ (%)
Δ1	1990 t ₁	64'128.972	2'654.584	265.458	3,2	-0,42
	2000 t ₂	61'474.388				
Δ2	2000 t ₁	61'811.060	1'578.176	315.635	2,7	-0,52
	2005 t ₂	60'232.884				
Δ3	2005 t ₁	61'917.729	1'410.137	282.027	2,8	-0,46
	2010 t ₂	60'507.592				
Δ4	2010 t ₁	60'345.719	332.139	166.070	2,1	-0,28
	2012 t ₂	60'013.580				
Δ4	2012 t ₁	58'937.270	120.934	120.934	2,7	-0,21
	2013 t ₂	58'816.336				
Δ5	2013 t ₁	59'105.918	140.356	140.356	1,8	-0,24
	2014 t ₂	58'965.562				

Fuente: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental. Grupo de Bosques 2015. Proyecto Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. Bogotá, D.C., Colombia.

La información usada para estimar este indicador resulta de la superposición cartográfica de los mapas de Bosque y No bosque de los momentos t1 y t2 de cada período de análisis (Δ1, Δ2, Δ3 y Δ4).

¹ Las superficies cubiertas por bosque natural presentadas en esta tabla, solamente tienen en cuenta las áreas con información tanto en el momento t1 como en el momento t2 de cada período. La superficie cubierta por bosque natural en el momento t2 corresponde a la superficie que habiendo estado cubierta por bosque natural en el momento t1 permanece cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t2. La superficie cubierta por bosque natural en el momento t1 es igual a la

superficie de bosque en el momento t2 más la superficie deforestada. El cálculo de la superficie cubierta por bosque natural para nuevos momentos en el tiempo puede implicar el ajuste de los datos de momentos anteriores.

² Para cada período de análisis hace referencia a la superficie que habiendo estado cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t1 presentó otro tipo de cobertura en el momento de tiempo t2.

³ Corresponde a la proporción de la superficie continental e insular cartografiada sin información en cualquiera de los momentos t1 y t2, área que no se considera en el análisis de deforestación.

⁴ Calculada mediante la expresión:

$$TD_{jt1-2} = \left[\left(\frac{1}{(T_2 - T_1)} \right) \times \ln \left(\frac{SCBE_{jt2}}{SCB_{jt1}} \right) \right] \times 100$$

Donde t1 y t2 son el año inicial y final respectivamente; SCBjt1 la superficie cubierta por bosque natural en t1 y SCBEjt2 la superficie que habiendo estado cubierta por bosque natural en el momento t1 permanece cubierta por bosque natural en el momento de tiempo t2.

22 de octubre de 2016 12:00 m.

Con los valores de cobertura boscosa reportados por el IDEAM para 2000 y 2014 se aplicaron las ecuaciones de la FAO y PUYRAVAUD, descritas con anterioridad en este trabajo. El resultado se usó como referencia para compararlo con el período final 2002-2015, del análisis aplicado al Carare-Opón (Tabla 27).

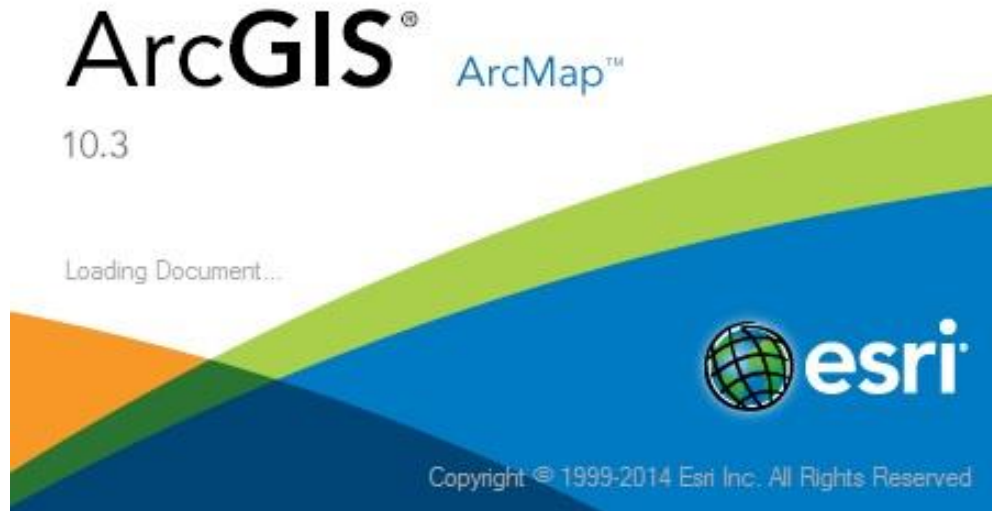
Tabla 27. Aplicación de las tasas de deforestación para el territorio Nacional en el período 2000-2014.

Momento	Superficie cubierta por bosque natural ¹ (ha)		Superficie deforestada (ha)	Promedio anual de superficie deforestada (ha/año)	TD_F (%anual)	TD_P (%anual)
2000	61'811.060	t ₁	2'845.498	203.250	-0,34	-0,34
2014	58'965'.562	t ₂				

Anexo E. Software para el procesamiento metodológico.

Dentro de los recursos informáticos utilizados se destacan los siguientes Software SIG (Sistemas de Información Geográfica).

ArcGIS® 10.3.1



Descripción: Es el nombre de un conjunto de productos de software en el campo de los Sistemas de Información Geográfica o SIG. Producido y comercializado por ESRI, bajo el nombre genérico ArcGIS se agrupan varias aplicaciones para la captura, edición, análisis, tratamiento, diseño, publicación e impresión de información geográfica.

Aplicación: ArcGIS® a través de ArcMap™ fue utilizado para realizar el pre-procesamiento a las fotografías aéreas e imágenes satelitales. Este incluye, ortorectificación y georreferenciación de aerofotografías, calibración radiométrica y atmosférica a las imágenes de sensor TM y ETM+, adicionalmente transformación IHS pero en este caso, únicamente a las imágenes ETM+. En ArcMap™ se manipuló la caja de herramientas de GEOBIA para el pre-procesamiento exclusivo de las imágenes procedentes del sensor OLI/TIRS.

Con este SIG se realizó la interpretación y digitalización de las unidades de cobertura de la tierra y se realizaron los cálculos de área. También se utilizó para realizar el cruce cartográfico y presentar los cambios de pérdida ganancia y persistencia. Finalmente, el software fue utilizado para generar las salidas gráficas de la cartografía.

SAGA System for Automated Geoscientific Analysis



SAGA

System for Automated Geoscientific Analyses

<http://www.saga-gis.org>

Version: 2.2.5

64 bit

SAGA GUI

SAGA Graphical User Interface

Copyrights (c) 2005-2015 by Olaf Conrad

Portions (c) 2008-2015 by Volker Wichmann

GNU General Public License (GPL)

SAGA API

SAGA Application Programming Interface

Copyrights (c) 2002-2015 by Olaf Conrad

Portions (c) 2008-2015 by Volker Wichmann

Portions (c) 2005-2006 by Victor Olaya

Portions (c) 2002 by Andre Ringeler

GNU Lesser General Public License (LGPL)

Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J.,
Wichmann, V., and Boehner, J. (2015):

System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4.
Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.

Disponible para la descarga en: <http://www.geosci-model-dev.net/8/1991/2015/gmd-8-1991-2015.html>

Descripción: SAGA es un software de Sistema de Información Geográfica (SIG), libre, utilizado para analizar y editar datos espaciales. Contiene una cierta cantidad de módulos para análisis de datos vectoriales (puntos, líneas y polígonos) imágenes y tablas entre otros, incluye clasificación de imágenes, análisis de terreno. módulos de geoestadística y simulación de procesos dinámicos (hidrología, desarrollo paisajístico).

Aplicación: utilizado para determinar las categorías de fragmentación del bosque (Núcleo, interior, borde, transición y parche, entre otros). El proceso incluyo la rasterización de los Shapefiles de coberturas, el análisis de fragmentación (alternativo) y la posterior vectorización de los resultados.

FRAGSTATS (A Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps)



Descripción: FRAGSTATS es un programa de análisis de patrones espaciales para cuantificar la estructura (es decir, composición y configuración) de los paisajes. El paisaje sujeto al análisis está definido por el usuario y puede representar cualquier fenómeno espacial. FRAGSTATS simplemente cuantifica la heterogeneidad espacial del paisaje tal como se representa en un mapa categórico (es decir, en un mosaico de paisaje) o en una superficie continua (es decir, gradiente de paisaje, esperado en la versión 4.4); Incumbe al usuario establecer una base sólida para definir y escalar el paisaje en términos de contenido temático y resolución y grano espacial y grano. Le recomendamos encarecidamente que lea la sección Antecedentes de FRAGSTATS antes de utilizar este programa. Es importante destacar que la salida de FRAGSTATS sólo es significativa si el paisaje definido es significativo en relación con el fenómeno bajo consideración.

Aplicación: FRAGFSTATS fue utilizado para realizar el análisis fractal de los bosques y el paisaje total, en cada momento cartografiado, las métricas determinadas se aplicaron a nivel de parche, clase y paisaje. El insumo para este software son imágenes ráster en formato *.tif con información de las coberturas de la tierra, junto con las tablas de descripción de las clases propias del software cuyo formato es *.fcd.

Anexo F. Mapas de Cobertura de la tierra escala 1:40.000

Los mapas de cobertura de la tierra fueron diseñados para ser impresos en formato de papel ISO B0 (dimensiones 100.01 x 141.39 centímetros), no se pudo alcanzar la escala de trabajo debido a las limitaciones para elaborar mapas de mayor tamaño, que presentaban los equipos en los cuales se ejecutó el software.

La cartografía en formato *.pdf puede revisarse en la carpeta “ANEXOS” entregada junto con este trabajo. La carpeta contiene:

- Mapa de cobertura de la tierra para 1971
- Mapa de cobertura de la tierra para 1986
- Mapa de cobertura de la tierra para 2002
- Mapa de cobertura de la tierra para 2015