

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Ambiente y Sustentabilidad

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Deforestación, cambio de uso del suelo y almacenamiento de carbono
en el Parque Nacional Cotacachi Cayapas**

Ketty Alicia Cambindo Altafuya

Tutor: William Sacher Freslon

Quito, 2024



Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, Ketty Alicia Cambindo Altafuya, autora de la tesis intitulada “Deforestación, cambio de uso del suelo y almacenamiento de carbono en el Parque Nacional Cotacachi Cayapas”, mediante el presente documento dejo constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magíster de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo por lo tanto la Universidad, utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en los formatos virtual, electrónico, digital, óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que, en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

08 de agosto de 2024

Firma: _____

Resumen

Entre los principales sectores causantes de las emisiones de CO₂ del planeta en el Ecuador se encuentran el Uso del suelo, cambio en el uso del suelo y silvicultura (USCUSS) y la Agricultura. Lo que convierte al sector forestal en un actor clave con un gran potencial de mitigación del cambio climático; debido a que las reservas de biomasa existentes se consideran un sumidero de carbono, mientras que la pérdida y degradación de superficie boscosa son una fuente de carbono atmosférico. El objetivo general del estudio es por lo tanto establecer cómo la reducción de la cobertura vegetal del bosque húmedo del Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) y su zona de amortiguamiento ha incidido en la pérdida de almacenamiento de carbono en este ecosistema durante el periodo 1986-2021. En la metodología se hizo una recopilación y revisión de fuentes secundarias para identificar las actividades económicas predominantes desarrolladas en el norte de la provincia de Esmeraldas y para el análisis multitemporal de los patrones de verdor derivados del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), periodo 1986-2021, se utilizaron técnicas de teledetección con el procesamiento digital de siete imágenes satelitales *Landsat*. Como resultado de la presente investigación es posible concluir que existe una relación entre la pérdida de cobertura vegetal en estratos de bosque nativo de la zona de estudio y la disminución de su capacidad de almacenamiento de carbono. En el periodo 2000-2016, debido a factores de cambio (deforestación y degradación) impulsados principalmente por el modelo económico capitalista, se evidencia una disminución de la cobertura del bosque primario que probablemente generó una pérdida aproximada de $-8'869.528 \text{ tC/ha}^{-1}$ ($\sim 32'521.604 \text{ tCO}_2\text{-eq/ha}^{-1}$). En consecuencia, debido al papel crucial que desempeña el bosque, el uso de la tierra y sus cambios como fuente o sumidero de Gases de Efecto Invernadero (GEI), se hace indispensable conocer cuánto carbono almacenan los sistemas terrestres.

Palabras clave: Bosque, carbono, deforestación, degradación, imagen satelital, índice NDVI, teledetección

Agradecimientos

Agradezco primeramente a Dios por todas las bendiciones que me ha dado y por permitirme cumplir este sueño.

De igual manera, quiero extender especialmente mi total gratitud a William Sacher quien con su sabiduría, experticia y valiosos conocimientos me guió y animó hasta alcanzar la culminación del trabajo. También a la Universidad Andina Simón Bolívar, por concederme la beca y con ella la oportunidad de especializarme en tan prestigiosa institución.

Asimismo, quiero expresar mi profundo agradecimiento a Patricia Jo. Terrack quien siempre ha fortalecido mis capacidades y con su pasión por la vida encendió en mí el amor y respeto por la Naturaleza, nuestra Casa Madre. Finalmente, agradezco a mis queridos padres por todo su amor y ejemplo de perseverancia.

Tabla de contenidos

Figuras y tablas.....	13
Abreviaturas.....	15
Introducción.....	17
Capítulo primero Cambios en la cobertura vegetal de bosques húmedos tropicales en América Latina	19
1. Bosques, selvas y cobertura vegetal en América Latina	19
1.1 Cambio de uso del suelo y deforestación de bosques tropicales en América Latina 20	
1.2 Deforestación a escala nacional.....	21
2. Importancia de las áreas protegidas.....	25
2.1 Áreas naturales protegidas en el Ecuador	25
2.1.1 Importancia de los parques nacionales	27
2.1.2 Zonas de amortiguamiento de áreas naturales	29
3. Carbono almacenado en bosques.....	30
3.1 Dinámica de la evolución del contenido de carbono en bosques	34
3.2 Estado actual del carbono almacenado en bosques en el caso del Ecuador.....	37
4. Principales métodos utilizados para el análisis de la cobertura vegetal	44
4.1 Teledetección	44
4.2 Satélites multiespectrales	45
4.2.1 Satélites landsat.....	45
4.2.2 Procesamiento de imágenes	47
4.2.3 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada - NDVI.....	48
Capítulo segundo Área de estudio y aspectos metodológicos.....	51
1. Parque Nacional Cotacachi Cayapas	51
2 Métodos implementados para el procesamiento de imágenes satelitales	52
2.1 Cartografía base y material satelital.....	52
2.2 Distribuciones de la cobertura vegetal del PNCC	54
2.3 Procesamiento de imágenes satelitales Landsat.....	55
2.3.1 Descarga de imágenes satelitales	55
2.3.2 Enmascaramiento de nubes de las imágenes satelitales.....	56
2.3.3 Reproyección al sistema de georreferencia y delimitar la zona de estudio	56

2.3.4	Unión de imágenes satelitales	57
2.3.5	Relleno de píxeles sin datos	58
2.3.6	Corrección radiométrica y atmosférica	58
2.3.7	Cortar la imagen satelital (ráster) con el polígono de la zona de estudio	58
2.4	Estado de la cobertura vegetal del PNCC y su zona de amortiguamiento	59
2.4.1	Cálculo del NDVI	59
2.4.2	Clasificación del NDVI y estimación la superficie boscosa	59
2.5	Estimación del cambio de cobertura del PNCC, periodo de 1986 al 2021	61
3	Estimación del carbono almacenado en el PNCC	62
Capítulo tercero Estado de la cobertura vegetal del PNCC		63
1.	Bosque húmedo tropical de la zona de estudio	63
1.1	Importancia del área de estudio para la conservación de la biodiversidad	63
1.1.1	Principales características de la biodiversidad	64
1.2	Cambios de uso del suelo del bosque nativo	66
1.2.1	Tráfico de tierras	67
1.2.2	Explotación maderera	68
1.2.3	Expansión agropecuaria	70
1.2.4	Minería	72
2.	Patrones de verdor del PNCC a través del NDVI	74
2.1	NDVI por tipos de coberturas	76
2.2	Tasa de cambio de cobertura vegetal anual	78
3.	Carbono almacenado en la zona de estudio	78
3.1	Carbono por estrato de bosque nativo en la zona de estudio	78
3.2	Carbono almacenado por la vegetación muy densa y muy vigorosa	79
Capítulo cuarto Dinámica del cambio de la cobertura boscosa y el almacenamiento de carbono en el PNCC y su zona de amortiguamiento		81
1.	Dinámica del cambio de uso del suelo	81
2.	Análisis multitemporal de la cobertura vegetal	85
2.1.	Estado de la cobertura vegetal a través del NDVI periodo 1986 a 2021	85
2.2.	Clasificación del NDVI	88
2.2.1	Tasa de cambio de la cobertura vegetal	88
3.	Variaciones en el almacenamiento de carbono del bosque	89
Conclusiones		93
Obras citadas		97

Anexos	115
Anexo 1: Distribución geográfica de la deforestación en Ecuador	115
Anexo 2: Distribución de emisiones netas del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) en Ecuador, 2012	116
Anexo 3: Definiciones de depósitos terrestres de carbono	117
Anexo 4: Mapa de ecosistemas y cobertura vegetal del PNCC	118
Anexo 5: Mapa hidrográfico del PNCC	119

Figuras y tablas

Figura 1. Distribución mundial de los bosques por zonas climáticas.....	20
Figura 2. Área cubierta por bosques nativos como proporción de la superficie del territorio nacional continental.....	24
Figura 3. Balance of sources and sinks.	31
Figura 4. Proporción de la existencia mundial de carbono en los reservorios de los bosques, año 2020.	34
Figura 5. Existencia total mundial de carbono en los bosques, periodo 1990-2020.	35
Figura 6. Existencias totales por región de carbono en los bosques, periodo 1900-2020.	35
Figura 7. Mapa de carbono almacenado en bosques del Ecuador.	40
Figura 8. Almacenamiento de carbono (Tm/ha) en la biomasa aérea de la vegetación (AGB), Ecuador.....	41
Figura 9. NDVI del PNCC y su Zona de Amortiguamiento años 1986, 2000, 2016 y 2021	75
Figura 10. Superficie de la categoría 4 NDVI: Vegetación muy densa y muy vigorosa, años 1986, 2000, 2016 y 2021.....	77
Figura 11. Cobertura vegetal del Parque Nacional Cotacachi Cayapas en los años 1986, 2001 y 2017	86
Tabla 1 Conversión de ecosistemas por rango altitudinal en los Andes tropicales.....	21
Tabla 2 Cambios de cobertura forestal en países tropicales entre 1990 a 2005	22
Tabla 3 Deforestación bruta y neta anual promedio en Ecuador continental.....	23
Tabla 4 Número de áreas protegidas del Ecuador por categoría de manejo, año 2021..	26
Tabla 5 Áreas protegidas en la provincia de Esmeraldas, año 2022	27
Tabla 6 Formaciones vegetales del PNCC	29
Tabla 7 Zonas de amortiguamiento de áreas naturales de Ecuador.....	30
Tabla 8 Emisiones de gases de efecto invernadero (%) en los países de los Andes	36
Tabla 9 Almacenamiento de Carbono Estimado en las Key Biodiversity Area (KBA) en el hotspot de los Andes Tropicales	38
Tabla 10 Superficie de bosque por provincia al año 2018	40

Tabla 11 Reservas de carbono promedio por tipo de estrato de bosque nativo, año 2014	43
Tabla 12 Detalles de las bandas de satélites Landsat 4, 5, 7, 8 y 9	46
Tabla 13 Combinación de bandas espectrales empleadas en el análisis de imágenes....	47
Tabla 14 Paquete de imágenes satelitales descargadas de Earth Explore	55
Tabla 15 Combinación de imágenes satelitales y relleno de píxeles con capa base	57
Tabla 16 Reclasificación del NDVI en QGIS	60
Tabla 17 Reclasificación del NDVI en patrones de verdor por tipo de cobertura.....	61
Tabla 18 Estratos del bosque húmedo tropical del PNCC y su Zona de amortiguamiento	66
Tabla 19 Valores del NDVI por año.....	75
Tabla 20 Reclasificación del NDVI por tipo de cobertura y su área para la zona de estudio	76
Tabla 21 Tasa de cambio de cobertura anual de la zona de estudio	78
Tabla 22 Reservas de carbono promedio por tipo de estrato de bosque nativo existente en el PNCC y su zona de amortiguamiento, año 2014	79
Tabla 23 Carbono almacenado por la Vegetación muy densa y vigorosa (NDVI)	80
Tabla 24 Variación del carbono almacenado en la zona de estudio, periodo 1986 a 2021	90
Tabla 25 Definiciones de depósitos terrestres	117

Abreviaturas

CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CODA	Código Orgánico del Ambiente
ENAMI	Empresa Nacional Minera
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación
GEI	Gases de Efecto Invernadero
IERAC	Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización
INDA	Instituto Nacional de Desarrollo Agrario
INGEI	Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero
IPCC	Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
MAATE	Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica
MAE	Ministerio del Ambiente del Ecuador
MAG	Ministerio de Agricultura y Ganadería
MICS	Ministerio de Coordinación de la Seguridad
MNDWI	Índice de Agua de Diferencia Normalizada Modificada
NBI	Necesidades Básicas Insatisfechas
NDVI	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada
NDWI	Índice de Agua de Diferencia Normalizada
PNCC	Parque Nacional Cotacachi Cayapas
REDD+	Reducción de las emisiones de la deforestación y la degradación forestal, más el papel de la conservación, el manejo sostenible de los bosques y el fomento de las reservas de carbono forestal
SIG	Sistema de Información Geográfica
SIISE	Sistema Integrado de Indicadores Sociales del Ecuador
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
USGS	United States Geological Survey (Servicio Geológico de Estados Unidos)

Introducción

Los bosques actúan como sumideros de carbono, absorbiendo y almacenando grandes cantidades de dióxido de carbono (CO₂).

La FAO (2021, 55) estima que, entre 1990 y 2020, las existencias mundiales de carbono en los bosques disminuyeron en aproximadamente 6.310 millones de toneladas (Mt), pasando de ~668 gigatoneladas (Gt) de carbono en los bosques, registrados en el año en 1990, a ~662 Gt en 2020 (163 toneladas por hectárea) (FAO 2021, 55), esto debido a una disminución general de la superficie de bosques.

En América del Sur la existencia de carbono en los bosques se redujo de 161.765 Gt en el año 1990 a 144.846 Gt en 2020 (FAO 2021, 58).

De acuerdo con UNEP-WCMC y UICN (2023) la protección y restauración de los bosques y otros ecosistemas que funcionan como sumideros y depósitos de carbono, podrían proporcionar hasta el 37 % de las reducciones de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Por lo que, preservar los bosques tropicales intactos es uno de los mecanismos más eficientes, rápidos y económicos que tiene actualmente la humanidad para reducir el cambio climático y que, a su vez, permite salvaguardar los servicios ecosistémicos que estos brindan.

De esta manera, las reservas naturales son una importante estrategia para la conservación de la biodiversidad que, además de ser el hábitat de diversas especies y de comunidades humanas, proveen de recursos y servicios ambientales, como abastecimiento y protección de fuentes hídricas, regulación del clima, almacenamiento de carbono, ecoturismo, entre otros (Ninan y Inoue 2013).

En estas circunstancias, nos preguntamos aquí ¿cómo la reducción de la cobertura vegetal del bosque húmedo tropical del PNCC y su zona de amortiguamiento incide en el almacenamiento de carbono en este ecosistema?

El presente estudio pretende explorar la relación que potencialmente existe entre la pérdida de cobertura vegetal en estratos de bosque nativo con la posible disminución de la capacidad de almacenamiento de carbono del bosque húmedo en el Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) y su zona de amortiguamiento.

El objetivo general del estudio es por lo tanto establecer si existe una posible relación entre la pérdida de cobertura vegetal en estratos de bosque nativo de la zona de estudio y la disminución de su capacidad de almacenamiento de carbono, durante el periodo 1986-2021.

Para conseguir dicho objetivo se plantean en secuencia tres objetivos específicos: a) Identificar las actividades predominantes desarrolladas en el norte de la provincia de Esmeraldas, a través de una revisión bibliográfica, con la finalidad conocer su relación con la pérdida del bosque nativo y la presión ejercida sobre el territorio. b) Realizar una clasificación del NDVI mediante técnicas de teledetección con el procesamiento en QGIS de imágenes satelitales Landsat de la zona de estudio, para determinar patrones de verdor de los años 1986, 2000, 2016 y 2021 y c) Estimar el área ocupada por el bosque húmedo tropical en la zona de estudio en los años 1986, 2000, 2016 y 2021, mediante la ponderación de cuatro estratos de bosque nativo existentes en el área, para hacer una aproximación de la capacidad de almacenamiento de carbono de este ecosistema con relación al estado de la cobertura vegetal.

Se responde a dichos objetivos utilizando técnicas de teledetección y con el procesamiento digital de siete imágenes *Landsat* en el software de QGIS v.3.34 Prizren se realiza un análisis multitemporal de patrones de verdor derivados del índice NDVI, en el periodo considerado. Finalmente, mediante ponderaciones se llegó a una aproximación de la cantidad de carbono almacenado en este ecosistema forestal.

El documento se compone de cuatro capítulos. Se inicia presentando la pérdida de cobertura vegetal y las reservas de carbono almacenado en ecosistemas de bosque a nivel global, regional y nacional. Y a continuación, en la cuarta sección de este primer capítulo se abordan las principales técnicas de teledetección generalmente empleadas en estudios relacionados con el cambio de uso de suelo

En el capítulo segundo se da a conocer la metodología específica aplicada en el presente trabajo. Y en el tercer capítulo se presentan los resultados describiendo la zona de estudio, su importancia para la conservación de la biodiversidad y las principales presiones a las que se ha encontrado sometido el territorio en el cual se encuentra la zona de estudio. En la segunda sección de este tercer capítulo se obtiene la tasa de cambio de la cobertura vegetal y posteriormente en el apartado tres se da a conocer una aproximación de la capacidad de almacenamiento de carbono.

Y finalmente, en el capítulo cuarto se analizan los resultados obtenidos, las fortalezas y limitaciones de la presente investigación.

Capítulo primero

Cambios en la cobertura vegetal de bosques húmedos tropicales en América Latina

En este capítulo se abordan aspectos relacionados con el cambio de uso del suelo y la deforestación en zonas boscosas, para intentar relacionar de manera cualitativa cómo la reducción de la cobertura vegetal incide en el almacenamiento de carbono en bosques húmedos tropicales.

En un primer apartado se da una breve definición de cambio de uso de suelo y deforestación como factores principales que impulsan la destrucción de las selvas tropicales y sus implicaciones.

El segundo apartado considera la importancia de las áreas protegidas y elementos relacionados con la zona de estudio.

En el tercer acápite se aborda información sobre el carbono almacenado en los bosques del mundo y sus posibles variaciones a nivel global y regional. Y la superficie de bosque por provincias del territorio nacional continental y el promedio de carbono por estrato de bosque existente en el Ecuador.

Finalmente, en el apartado cuarto se dan a conocer aspectos relacionados con el uso de la teledetección en el análisis de superficies boscosas.

1. Bosques, selvas y cobertura vegetal en América Latina

La deforestación se ha reconocido a nivel global como la forma de conversión de suelo más representativa debido al desbroce de bosques primarios para transformarlos en tierras cultivables (Lambin y Meyfroidt 2011).

El cambio de uso de suelo se define como el proceso mediante el cual una superficie terrestre determinada ha sido alterada a lo largo del tiempo, ya sea por causas naturales o de origen antrópico (Aldás 2019).

La deforestación se generalizó en las regiones templadas a mediados del siglo XVIII y XX, y se incrementó en los trópicos durante el último medio siglo, provocando la pérdida de más de un tercio de toda la cubierta forestal a nivel global (Hansen et al. 2013; Williams 2003).

“Se estima que desde 1990 se han perdido 420 millones de ha de bosque en todo el mundo a causa de la deforestación” (FAO 2021, xii).

De acuerdo a la FAO (2021) en el año 2020 los bosques cubrían aproximadamente el 31 % de la superficie total de la Tierra, con 4060 millones de ha. Como se detalla en la Figura 1, la zona tropical con un 45 %, “tiene la mayor proporción de bosques del mundo, seguida de las zonas boreal, templada y subtropical”.

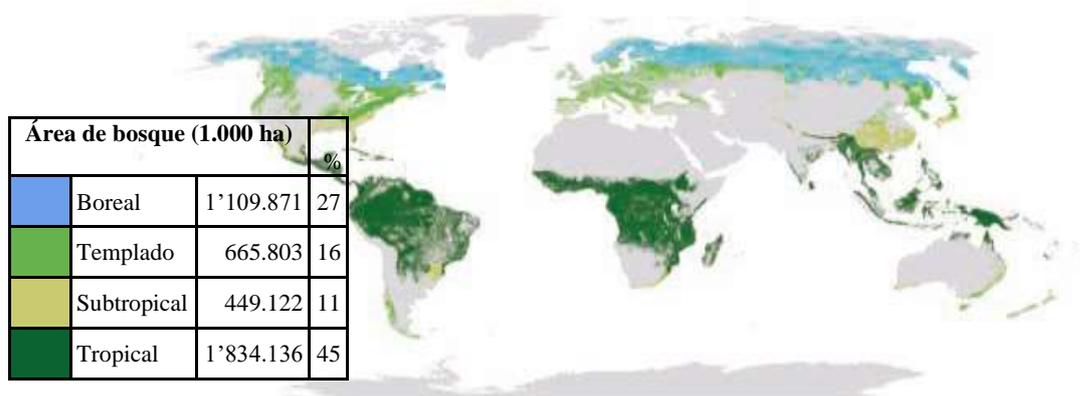


Figura 1. Distribución mundial de los bosques por zonas climáticas. Fuente y elaboración: FAO (2021, 14).

“A nivel mundial, la superficie de bosque primario disminuyó en 81,3 millones de ha entre 1990 y 2020”. Sin embargo, aún existen al menos 1110 millones de ha de bosque primario; los cuales son aquellos compuestos principalmente por especies nativas y donde los procesos ecológicos aún no han sido alterados de manera significativa (FAO 2021).

“Los bosques primarios –especialmente los bosques húmedos tropicales primarios– son ecosistemas diversos muy ricos en especies y su extensión es un importante indicador ambiental” (FAO 2021, 37).

1.1 Cambio de uso del suelo y deforestación de bosques tropicales en América Latina

En el año 2000 se estimó que existían en el planeta alrededor de 1172 millones de ha de selvas tropicales, de las cuales 56 %, 26 % y 19 % correspondían a América, Asia Tropical y África, respectivamente (Achard et al. 2002).

De acuerdo a la FAO (2021), América del Sur posee el 57 % de los bosques primarios del mundo, los más importantes desde el punto de vista de la biodiversidad y la conservación, encontrando el 18 % del área total de bosque de la región en áreas protegidas oficialmente designadas.

En el periodo 2005-2010, América Latina registró los mayores índices de deforestación en el mundo, con aproximadamente 3,5 millones de hectáreas transformadas anualmente, equivalente al 64 % de la deforestación mundial (FAO 2010).

Uno de los factores principales que impulsa la destrucción de las selvas tropicales es la deforestación y la consecuente fragmentación de los hábitat naturales, que para el caso de los trópicos, se propicia básicamente por la conversión a potreros para la ganadería extensiva, la apertura de terrenos para agroindustria, la explotación petrolera y forestal comercial masiva (Noble y Dirzo 1997).

“Por otra parte, la minería podría ser una de las amenazas más severas que enfrentan actualmente los ecosistemas andinos, ya que constituye una actividad productiva en crecimiento de gran importancia para las finanzas públicas, con el correspondiente apoyo por parte de los gobiernos”. Los actuales derechos de explotación de minas en Perú, Ecuador y Colombia cubren cerca del 14 % de la superficie total del páramo de estos países, pero un 14 % adicional de estos ecosistemas está sujeto a la minería ilegal (Guerrero 2009).

Los cambios en el uso del suelo han generado pérdidas y degradación de ecosistemas en los Andes tropicales, con mayores secuelas en aquellos ubicados en un rango altitudinal por debajo de los 1000 m de altura (los porcentajes de área transformada por rango altitudinal se encuentran detallados en la Tabla 1), afectando la conectividad entre ecosistemas de los altos Andes y de tierras bajas, con el consecuente impacto a la biodiversidad y prestación de múltiples servicios ecosistémicos (Weigend, Dostert, y Rodríguez-Rodríguez 2006).

Tabla 1
Conversión de ecosistemas por rango altitudinal en los Andes tropicales

Rango altitudinal (metros)	Porcentaje de área transformada
<1000	34,0 %
1000-2000	28,4 %
2000-3000	23,8 %
>3000	11,4 %

Fuente: Eva et al. (2002). Mapa de vegetación de América del Sur.

Elaboración: Suárez (2012, 169).

1.2 Deforestación a escala nacional

Debido a la falta de un sistema de inventario nacional continuo que permita la medición de la deforestación en el Ecuador, no hay datos exactos, pero las estadísticas

muestran que, el proceso de deforestación es muy alto comparado con el resto de países de Sudamérica, cuya deforestación anual estimada está entre el 0,1 % y el 0,8 % (Falconí y Burneo 2005).

Una revisión de las tendencias entre 1990 a 2005, de deforestación en los países andinos, revela que el Ecuador tuvo la tasa más alta durante 2000-2005 (1,7 %) y Venezuela el área deforestada más grande entre 1990 y 2005 (4'313.000 ha) (FAO 2006), como se puede apreciar en la Tabla 2, que presenta el cambio de cobertura vegetal en países tropicales.

Tabla 2
Cambios de cobertura forestal en países tropicales entre 1990 a 2005

País	Área			Cambio Anual			
	1990	2000	2005	1990-2000		2000-2005	
	1000 ha			1000 ha/año	%	1000 ha/año	%
Bolivia	62 795	60 091	58 740	-270	-0,4	-270	-0,5
Colombia	61 439	60 963	60 728	-48	-0,1	-47	-0,1
Ecuador	13 817	11 841	10 853	-198	-1,5	-198	-1,7
Perú	70 156	69 213	68 742	-94	-0,1	-94	-0,1
Venezuela	52 026	49 151	47 713	-288	-0,6	-288	-0,6

Fuente: FAO (2006). Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005: Tablas Mundiales 2005.

Elaboración: Suárez (2012, 169)

Ecuador es uno de los países signatarios del acuerdo de Glasgow, y por tanto debe cumplir con la meta de parar y revertir la deforestación y la degradación al 2030 (Crespo y Greene 2022).

Según Global Forest Watch, en 2010, Ecuador tenía 19,1 Mha de bosque natural, que se extendía por el 75 % de su superficie (Crespo y Greene 2022).

Siguiendo la tendencia de la tasa de deforestación anual del MAATE, una extrapolación al 2040 sugiere la pérdida de 2 millones de hectáreas de bosque nativo, equivalente al 17 % del bosque remanente del Ecuador (Crespo y Greene 2022).

El país cuenta con varios reportes donde se dan a conocer tasas estimadas de deforestación (EcoCiencia 2022; Ministerio del Ambiente del Ecuador 2017; Sierra, Calva, y Guevara 2021). Pero, para hacer referencia a información oficial, se presenta en la Tabla 3 la información consolidada del “Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques” sobre la deforestación bruta y neta anual promedio en el Ecuador continental de seis (6) periodos, publicada por el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE), en su plataforma denominada “Mapa interactivo” (link de la página Web: <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>).

Tabla 3
Deforestación bruta y neta anual promedio en Ecuador continental

Periodo	Deforestación bruta promedio anual (ha/año)	Tasa anual de deforestación bruta (%)	Deforestación neta promedio anual (ha/año)	Tasa anual de deforestación neta (%)
1990–2000	129.943	-0,93 %	92.742	-0,65 %
2000–2008	108.666	-0,82 %	77.748	-0,58 %
2008–2014	97.918	-0,77 %	47.497	-0,37 %
2014–2016	94.353	-0,74 %	61.112	-0,48 %
2016–2018	82.529	-0,66 %	58.429	-0,45 %
2018–2020	91.692	-0,75 %	87.535	-0,76 %

Fuente: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023). Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques. Link: <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>

Elaboración propia

En la Tabla 3 se logra apreciar un significativo aumento en la tasa anual de deforestación neta anual promedio que, de -0,37 % registrado en el periodo de 2008 a 2014, se incrementa a -0,76 % entre 2018 a 2020.

Según, EcoCiencia (2007 citado en Lapierre 2011, 8), a pesar de que en el país, en el periodo 2008-2014, existió una aparente disminución de la deforestación, la evidencia es equívoca, debido a que, con un ritmo tan rápido de deforestación, los recursos madereros se habrían agotado en casi todas las tierras bajas, por lo tanto, la aún pequeña diferencia, puede explicarse por una mayor dificultad de encontrar bosques explotables de fácil acceso.

De acuerdo a Sierra, Calva, y Guevara (2021, 28), la pérdida de la cobertura forestal en tres décadas comprendidas entre 1990 a 2018 fue generalizada, conforme se ilustra en el Anexo 1. A pesar de que hubieron regiones que experimentaron una mayor deforestación que otras en ciertos períodos, se demarcan principalmente tres ecorregiones en las que se han agudizado los procesos de cambios de cobertura boscosa: a) zona del río Napo en la Amazonía occidental (Myers 1993; Sierra 2000), b) el Chocó en el noroccidente del país (Sierra y Stallings 1998) y c) los flancos inferiores de la cordillera oriental de los Andes (Cuesta et al. 2013).

El Compendio Estadístico Ambiental y del Recurso Hídrico 2021, del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2022) muestra, como lo ilustra la Figura 2, una reducción constante de las áreas forestales a partir de 1990, año en que la cobertura de bosque nativo representaba el 58,59 % del territorio nacional, y se redujo a 50,26 % (12.513.764,50 ha) en el 2018.

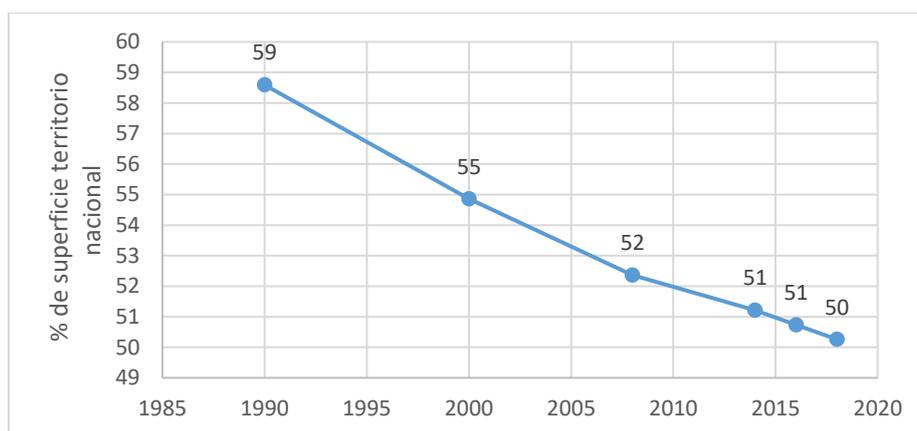


Figura 2. Área cubierta por bosques nativos como proporción de la superficie del territorio nacional continental.

Fuente: EcoCiencia (2022, 8)

The Nature Conservancy (2014) en su estudio realizado en ecosistemas de la Amazonía ecuatoriana, con énfasis en el periodo de 2008 a 2012, determinaron que aproximadamente el 75 % de los bosques degradados eran bosques nativos con niveles de intervención altos, de los cuales se habrían extraído especialmente los árboles de consistencia dura y semidura con un importante valor comercial en el mercado como: chuncho (*Cedrelinga cateniformis*), caoba (*Swietenia macrophylla*), guayacán (*Minuartia guianensis*), sande (*Brosimum guianensis*), copalillo (*Protium fimbriatum*), sangre de gallina (*Viola calophylla*), generalmente aserrados en el sitio y extraída la madera como tablón o troncos (rolliza).

Según Sierra, Calva, y Guevara (2021, 14), a “nivel nacional, el 99 % del área deforestada bruta entre 1990 y 2018 fue transformada a áreas agropecuarias, acuicultura y plantaciones forestales, directamente o a través de ciclos posteriores de cambio de uso del suelo y el 1 % restante fue transformada a infraestructura, áreas urbanas y asentamientos rurales densos”.

De acuerdo con la información proporcionada por el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023) y Ecociencia (2022), al año 2018 se reporta que el 50 % del territorio nacional continental se encuentra cubierto por bosques. “De dichos bosques remanentes, el 76 % se encuentra en la Cuenca Amazónica y el restante 24 % se encuentra en la Cuenca del Pacífico”.

En la Costa existen 27 ecosistemas naturales que en su conjunto representan apenas el 35 % del área total de la región, mientras que la superficie agropecuaria constituye el 62 %, siendo la matriz dominante del paisaje (Cuesta et al. 2013).

Este elevado nivel de conversión en el país, ha provocado que los bosques nativos se presenten a manera de parches remanentes aislados (de una antigua cubierta forestal relativamente continua), en un paisaje antrópico con un alto grado de fragmentación, a excepción de los ecosistemas de la cordillera costera y de la vertiente occidental de Imbabura y Esmeraldas donde quedan los últimos relictos grandes de los bosques húmedos del Chocó Biogeográfico (Cuesta et al. 2013) del cual, el Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) forma parte.

2. Importancia de las áreas protegidas

De acuerdo con la Base de Datos Mundial sobre Áreas Protegidas (WDPA) proporcionada por el Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial, el cual es un proyecto conjunto entre el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el 16,05 % de toda la superficie terrestre y de aguas continentales, y el 8,16 % de las áreas marinas se encuentran bajo algún tipo de protección para su conservación (UNEP-WCMC y UICN 2023).

“Se calcula que hay 726 millones de ha de bosque en áreas protegidas en todo el mundo”, donde América del Sur tiene la mayor proporción con un 31 %, seguida de África con el 27 % y Asia con el 25 % (FAO 2021, xiii).

En la actualidad, las reservas naturales se han convertido en un importante mecanismo para la conservación de la biodiversidad que, además de ser el hábitat de diversas especies y de comunidades humanas, proveen de recursos y servicios ambientales, como abastecimiento y protección de fuentes hídricas, regulación del clima, almacenamiento de carbono, ecoturismo, entre otros (Ninan y Inoue 2013).

Y se ha estimado que las áreas terrestres protegidas almacenan anualmente alrededor del 20 % del carbono secuestrado por todos los ecosistemas terrestres (UNEP-WCMC y UICN 2023).

2.1 Áreas naturales protegidas en el Ecuador

Ecuador tiene una superficie de 256.370 km² y se encuentra en el séptimo lugar de los 17 países clasificados como megadiversos del planeta (Shi et al. 2005), los mismos que albergan más del 66 % de la diversidad a nivel mundial (León-Yáñez et al. 2011).

Además, el país se encuentra entre los 10 países con el mayor número de especies arbóreas, con un 25 % del total de la flora vascular en condición de endemismo (León-Yáñez et al. 2011).

Y se ubica en el segundo lugar con el mayor territorio de ecosistemas protegidos de América Latina, con 33,26 % de su territorio nacional bajo conservación (Delgado 2008).

El numeral 4 del artículo 397 de la Constitución de la República del Ecuador (2008) establece el: “(...) Asegurar la intangibilidad de las áreas naturales protegidas, de tal forma que se garantice la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas de los ecosistemas. El manejo y administración de las áreas naturales protegidas estará a cargo del Estado (...)”.

Entre los mecanismos implementados en el país para preservar la biodiversidad y mantener los flujos genéticos naturales y los servicios ecosistémicos, el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, ha puesto en marcha el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (Delgado 2008, 7), con su institucionalización en el año 1998 (MAATE 2022).

El SNAP se encuentra distribuido en cuatro subsistemas: Estatal (54), Autónomo descentralizado (6), Privado (4) y Comunitario (2). Siendo el subsistema Estatal, el que refleja una mayor consolidación (MAATE 2022).

A diciembre de 2021, el SNAP incluía un total de 66 áreas protegidas con una superficie continental e insular, terrestre y marina de 18'574.168,44 ha, que representan el 13,77 % del territorio nacional (MAATE 2022).

En la Tabla 4 se detalla el número de áreas protegidas por cada una de las 12 categorías de manejo existentes en el Ecuador, establecidas conforme el artículo 67 de la Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre (1981).

Tabla 4
Número de áreas protegidas del Ecuador por categoría de manejo, año 2021

Categoría de manejo		Nº
1	Parque Nacional	14
2	Reserva Marina	7
3	Reserva Ecológica	7
4	Reserva Biológica	5
5	Reserva de Producción de Fauna	4
6	Área Nacional de Recreación	6
7	Refugio de Vida Silvestre	10
8	Reserva Geobotánica	1
9	Área Ecológica de Conservación Municipal	2

Categoría de manejo		Nº
10	Área Protegida Autónoma Descentralizada	4
11	Área Protegida Comunitaria	2
12	Área Protegida Privada	4
TOTAL		66

Fuente: DAPOFC, 2021

Elaboración: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2022, 37)

No obstante, de acuerdo con Delgado (2008, 7), “el SNAP se enfrenta a graves problemas como la deforestación, colonización, invasión por empresas petroleras, actividades incontroladas de turismo, así como pesca y caza ilegal”.

No se han reducido las presiones, amenazas e impactos de las actividades antrópicas ni la vulnerabilidad a fenómenos naturales y además, existen ecosistemas frágiles del país que no están representados o están sub-representados en el SNAP (MAATE 2022, 93).

La provincia de Esmeraldas tiene una superficie aproximada de 363.243 ha conservadas a través del SNAP (ver Tabla 5), que constituye el 22,94 % del territorio provincial (MAATE 2023).

Tabla 5
Áreas protegidas en la provincia de Esmeraldas, año 2022

Categoría de manejo		Nombre	Superficie (ha)
1	Parque Nacional	Cotacachi Cayapas	221.024
2	Reserva Ecológica	Mache Chindul	82.465
3	Reserva Ecológica	Manglares Cayapas Mataje	49.033
4	Refugio de Vida Silvestre	Manglares Estuario Río Muisne	6.437
5	Refugio de Vida Silvestre	El Pambilar	3.109
6	Refugio de Vida Silvestre	La Chiquita	812
7	Refugio de Vida Silvestre	Manglares Estuario del Río Esmeraldas	243
8	Reserva Marina	Galera San Francisco	120
TOTAL			363.243

Fuente y elaboración: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023)

2.1.1 Importancia de los parques nacionales

El proceso de declaratoria de áreas protegidas en Ecuador ha llevado a la creación de 14 Parques Nacionales al año 2021.

La categoría de manejo de Parque Nacional a la cual pertenece el área protegida objeto del presente estudio, es determinada por el MAATE (2022, 36) como:

Área natural que cubre grandes superficies y posee al menos cuatro ecosistemas bien representados, donde el mayor porcentaje de su superficie (al menos el 80 %) corresponde a Zona de Protección. Establecidas para proteger procesos ecológicos a gran escala, promover la educación y el uso recreativo. Dentro de esta categoría pueden existir asentamientos humanos, actividades de uso sostenible, uso público, recreación y turismo en el 20 % restante del área, las cuales deben ser compatibles con el objetivo primario de manejo de la misma, se busca reducir al máximo la intervención humana (MAATE 2022, 36).

Por lo tanto, la importancia de los Parques Nacionales radica especialmente en que, al área protegida mantener la estructura funcional de los ecosistemas, se hace viable el resguardo de los procesos ecológicos y de un acervo genético para la preservación de la biodiversidad. Por lo que se le podría comparar como a un banco de germoplasma de un elevado número de organismos (animales, vegetales, hongos, bacterias), que favorece la protección de especies endémicas y en peligro de extinción cuyas zonas de distribución son muy reducidas (León-Yáñez et al. 2011; W. Palacios y Jaramillo 2016).

Además, son espacios estratégicos que posibilitan impulsar el desarrollo sustentable de un territorio y asegurar la calidad de vida de su población, debido a que son áreas naturales que proveen múltiples beneficios/servicios ambientales entre los cuales se encuentran: mantenimiento de cuencas hidrográficas, provisión de alimento, regulación del clima, captura y almacenaje de carbono (contribuyendo a mitigar el cambio climático), prevención de inundaciones, recreación, entre otros (Anaya, Chuvieco, y Palacios-Orueta 2009; Birch et al. 2010; Harmon, Ferrell, y Franklin 1990; Lewis et al. 2009; Yepes et al. 2015).

El Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) con una precipitación entre los 1000-5000 mm y una temperatura entre los 4 y 24 °C, está ubicado en el noroccidente de Ecuador, en las provincias de Esmeraldas (zona baja: 30-1600 msnm) e Imbabura (zona alta: 1601-4939 msnm) (Ministerio del Ambiente y Agua 2020).

Esta área protegida fue creada inicialmente como Reserva Nacional el 29 de agosto de 1968, Registro Oficial 17, del 24 de septiembre de 1968, con una extensión de 243.638 ha. Y se estableció como Reserva Ecológica el 20 de noviembre de 1979. Posteriormente, en el Acuerdo Ministerial 072, del 29 de agosto de 2017, se determinó una superficie de 272.030 ha (Ministerio del Ambiente y Agua 2020, 19).

Finalmente, a través de Acuerdo Ministerial n.º 040, el 7 de mayo de 2019, se cambió su categoría de manejo a Parque Nacional, con una superficie de 260.961,44 ha (Ministerio del Ambiente y Agua 2020).

Según ECOLAP y MAE (2007) y Aldás (2019), el PNCC abarca siete (7) formaciones vegetales, detalladas en la Tabla 6.

Tabla 6
Formaciones vegetales del PNCC

Región	Sector	Formación vegetal	Rango altitudinal (msnm)	Superficie (ha)	%
Costa	Tierras bajas	Bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó	0–300	2.788	51,05
	Estribaciones de la Cordillera Occidental	Bosque siempre verde piemontano	300–1.300	125.903	1,13
Sierra	Norte de la Cordillera Occidental	Bosque siempre verde montano bajo	1.300–1800	43.874	17,79
		Bosque de neblina montano	1.800–3.000	43.577	17,67
		Bosque siempreverde montano alto-Ceja Andina	3.000–3.400	10.906	4,42
		Páramo Herbáceo-Pajonal	3.400–4.000	18.767	7,61
		Gelidofitia	> 4.700	228	0,09
Total de formaciones vegetales del PNCC				246.044	100

Fuente: Sierra (1999) y Andrea Coloma-Santos (2007, 35). Elaboración: Angélica Aldás (2019, 29).

Y conforme la cobertura base de Ecosistemas del Ecuador Continental publicado por el MAATE en su plataforma Mapa Interactivo (<http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>), el PNCC tiene cinco ecosistemas de bosque y tres ecosistemas de páramo, cuya distribución se presenta en el Anexo 4.

En la zona baja, el PNCC comprende gran parte de la provincia de Esmeraldas y delimita con varias comunidades locales asentadas en la zona de amortiguamiento, entre ellas se encuentran el Centro Chachi Tsejpi en el río Zapallo, Comuna Negra de San Miguel y el Centro Chachi San Miguel en el río Cayapas, Comuna Playa de Oro en el río Santiago y comunidad de Zapallito hasta llegar al Río Negro entre los límites con Sirua y Alto Tambo (CEPF 2008, 3).

2.1.2 Zonas de amortiguamiento de áreas naturales

Las Zonas de Amortiguamiento (ZA), conforme lo establece el artículo 59 del Código Orgánico del Ambiente (MAATE 2017, 27), son áreas colindantes a las áreas del SNAP, que contribuyen a su integración y conservación, además de a su equilibrio en el desarrollo urbano-rural y su conectividad ecosistémica.

Mediante los planes de manejo de cada área protegida se define la extensión de la zona de amortiguamiento, sus usos y demás características (MAATE 2022).

Como se detalla en la Tabla 7, el SNAP ha asignado al PNCC una zona de amortiguamiento de 223.512,01 ha (MAATE 2023).

Tabla 7
Zonas de amortiguamiento de áreas naturales de Ecuador

Nº	Área Natural	Nombre	Superficie (ha)
1	Parque Nacional	Cotacachi Cayapas	223.512,01
2	Parque Nacional	Cayambe Coca	364.232,41
3	Parque Nacional	Yasuni	666.184,98
4	Área Nacional de Recreación	Quimsacochoa	32.083,67

Fuente: Mapa interactivo, Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023).
Elaboración propia

Sin embargo, existe una leve diferencia de 574,90 ha entre la superficie de la zona de amortiguamiento del PNCC presentada por el MAATE (2023) en la plataforma Mapa Interactivo, con la cantidad detallada en el Plan de Manejo del año 2020 del PNCC, cuya superficie es mayor, de 224.086,91 ha, que comparativamente es equivalente al 85,87 % del tamaño del Parque (Ministerio del Ambiente y Agua 2020, 17).

Debido a que, para el presente trabajo se necesitaron los archivos *shapefile* presentados en la plataforma Mapa Interactivo para poder delimitar la zona de estudio en las imágenes satelitales, para las estimaciones se consideró la cantidad de 223.512,01 ha para la zona de amortiguamiento del PNCC.

Cabe destacar que en esta zona se registra la presencia de varias concesiones mineras que colindan con el PNCC (Ministerio del Ambiente y Agua 2020, 122). Y la falta de una delimitación adecuada ha generado diversos conflictos en el territorio, mismos que se detallaran en la sección 1.2 del Capítulo tercero del presente estudio.

3. Carbono almacenado en bosques

En este acápite, queremos abordar un primer aspecto relacionado con el carbono almacenado en los bosques del mundo y sus posibles variaciones a nivel global y regional. Y el apartado 3.2 trata acerca de la superficie de bosque por provincias del territorio nacional continental y el promedio de carbono por estrato de bosque existente en el Ecuador.

Se estima que aproximadamente un tercio de las emisiones de origen humano de CO₂ son absorbidas por los ecosistemas terrestres, principalmente por los bosques

(Friedlingstein et al. 2019, 1804). La Figura 3 muestra el balance entre las fuentes y los sumideros de las emisiones de CO₂ del planeta.

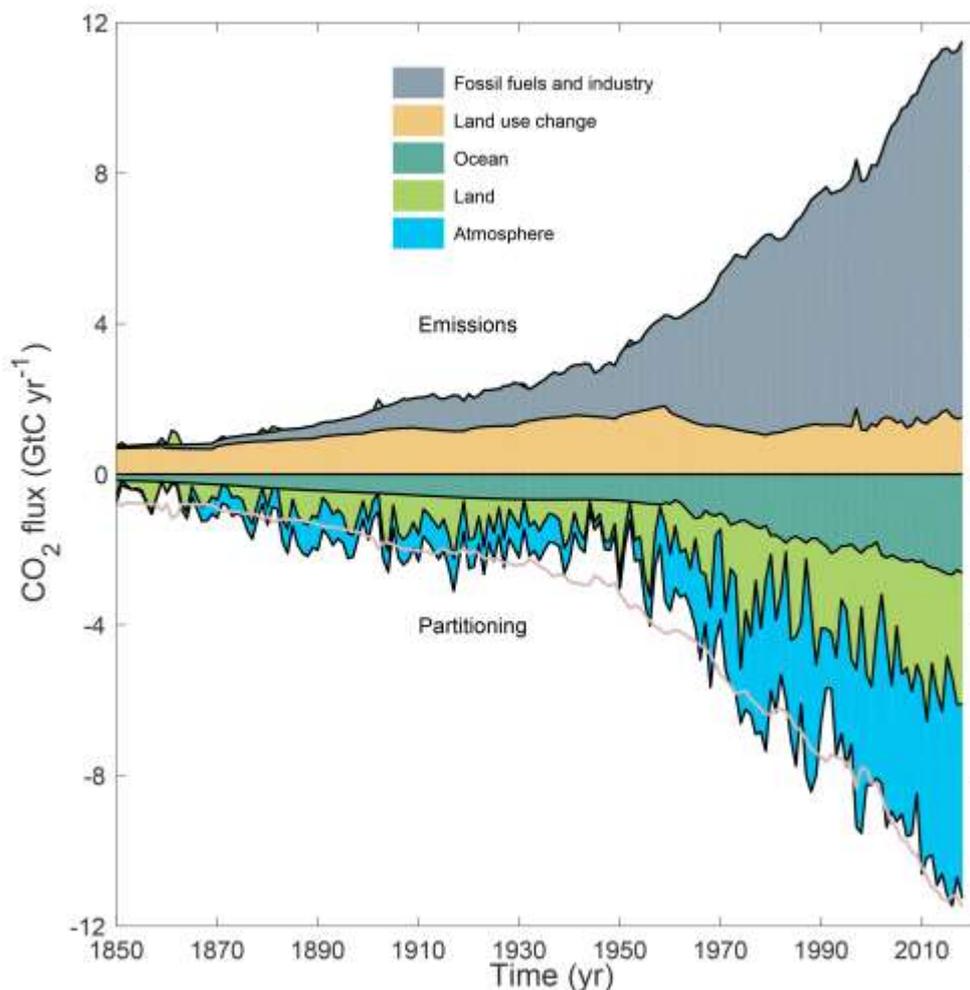


Figura 3. Balance of sources and sinks.
Fuente: Friedlingstein (2019, 1804).

En la parte superior de la Figura 3 se muestran las emisiones antropogénicas de CO₂ debido a la quema de combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas) y por la deforestación y degradación de sistemas forestales; que desde aproximadamente 1950 tienen una tendencia al incremento.

Mientras que, la parte inferior del gráfico representa la forma en que el planeta absorbe las emisiones antropogénicas de CO₂: a) el sumidero de los océanos; b) el sumidero terrestre en el proceso de fotosíntesis. Como se aprecia en la Figura 3, entre los océanos y el sumidero terrestre se absorbe cerca de la mitad de las emisiones de CO₂ del planeta. Por lo tanto, los sumideros terrestres son crucialmente importantes para la mitigación del cambio climático.

El área celestre representa la cantidad de CO₂ que queda retenido en la atmósfera, el cual se estima en cerca de la otra mitad de las emisiones. Al no lograr llegar a ser absorbida la totalidad de las emisiones de CO₂ del planeta, se da un desequilibrio debido al cual se estaría produciendo el cambio climático.

Como se aprecia en la Figura 3, las reservas de biomasa existentes se consideran un sumidero de carbono (color verde), mientras que la pérdida de superficie boscosa (color naranja) se considera una fuente de carbono atmosférico (Anaya, Chuvieco, y Palacios-Orueta 2009; Friedlingstein et al. 2019; FAO 2021). Cuando un árbol muere y se descompone, el carbono almacenado en él es devuelto a la atmósfera, de manera casi inmediata si se quema.

El Cuarto Informe de Evaluación del IPCC indica que la emisión global de CO₂ procedente de la deforestación y el desarrollo agrícola constituye casi el 20 % del total de las emisiones antropogénicas (IPCC 2007).

Mientras que, como reservorios de carbono, Houghton (2007) manifiesta que las superficies boscosas son especialmente importantes, debido a que los árboles almacenan más carbono por unidad de área que otros tipos de vegetación.

De acuerdo a UNEP-WCMC y UICN (2023) la protección y restauración de los bosques y otros ecosistemas que funcionan como sumideros y depósitos de carbono, podrían proporcionar hasta el 37 % de las reducciones de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

A nivel mundial, se han llevado a cabo varios estudios (Bechara et al. 2016; Birch et al. 2010; Chazdon et al. 2016; FAO 2021; Harmon, Ferrell, y Franklin 1990; Lewis et al. 2009; Yepes et al. 2015; Anaya, Chuvieco, y Palacios-Orueta 2009) respecto a la importancia social, ambiental y económica que cumplen los bosques en el almacenamiento de carbono.

FAO (2021) determina que los bosques contienen 662000 millones de tC, lo que constituye más de la mitad de las reservas de carbono mundiales que se encuentran en los suelos y en la vegetación.

Las mayores existencias de biomasa por hectárea se dieron en las regiones con bosques tropicales, con valores superiores a las 200 (t/ha) en América del Sur y en África occidental y central (FAO 2021). Por lo tanto, los sistemas forestales se consideran fundamentales en la mitigación del cambio climático, y de manera particular los bosques tropicales.

La afirmación anterior concuerda con los estudios realizados por Anaya et al. (2009), Chazdon et al. (2016), Harmon Ferrell, y Franklin (1990), Lausch et al. (2016) Niklas Schmind (2017) Yepes et al. (2015) quienes señalaron que las reservas de biomasa son consideradas como importantes sumideros de carbono, mientras que su pérdida se considera una fuente de carbono atmosférico. En especial los bosques tropicales, al ser densos en carbono y altamente productivos (Lewis et al. 2009).

Harmon, Ferrell, y Franklin (1990) determinaron que, en la conversión de bosques primarios, el almacenamiento de carbono en el sitio se reduce considerablemente y no se acerca a la capacidad de almacenamiento de los bosques originarios durante al menos 200 años. Por lo tanto, los bosques secundarios tienen niveles de biomasa más bajos (Anaya, Chuvieco, y Palacios-Orueta 2009).

Se han realizado estudios (Bechara et al. 2016; Birch et al. 2010; Chazdon et al. 2016) sobre restauración forestal, en vista al desafío que representa el llegar a recuperar ecosistemas boscosos a las condiciones de bosque primario. De acuerdo a Bechara et al. (2016), el recuperar la estructura de los bosques tropicales puede llevar entre 20 y 190 años, la composición de especies, entre 60 y 500 años, y el restablecimiento de especies raras o endémicas, miles de años.

Birch et al. (2010) examinaron el impacto potencial de la restauración forestal en el valor de múltiples servicios ecosistémicos en cuatro áreas de tierras secas en América Latina y determinaron que, los valores fueron influenciados fuertemente por la cobertura terrestre existente y los patrones de uso de la tierra. En todas las áreas de estudio, el secuestro de carbono mostró el valor más alto después de la restauración y que el pago por los servicios de secuestro de carbono parecería tener un mayor potencial para compensar los impactos negativos en los medios de vida locales que podrían resultar de la restauración forestal.

Dentro de este marco, Chazdon et al. (2016) estimaron que, durante 40 años, los bosques secundarios de tierras bajas en los trópicos latinoamericanos pueden llegar a acumular potencialmente una reserva total de carbono sobre el suelo de 8,48 Pg C (petagramos de carbono) en la biomasa aérea mediante regeneración natural de bajo costo o regeneración asistida, lo que corresponde a un secuestro total de CO₂ de 31,09 Pg CO₂. Y que el permitir la regeneración natural en el 40 % de los pastizales de tierras bajas potencialmente se almacenan 2,0 Pg C adicionales (Chazdon et al. 2016).

Sin embargo, Lu et al. (2005) consideran que el estudio de la biomasa en el bosque húmedo tropical “es dispendioso debido a su complejidad, expresada en su estructura y variada composición de especies”.

De acuerdo con Brown (1997) citado en Castañeda-Martín y Montes-Pulido (2017, 212), la biomasa forestal, definida como la cantidad total de materia orgánica viva de árboles, expresada en toneladas secas por unidad de área, permite estimar el carbono almacenado en los bosques, dado que el 50 % de ella está integrada por carbono.

La biomasa forestal incluye tanto a la biomasa aérea y subterránea de la masa viva, como árboles, arbustos, hierbas, raíces y como a la masa muerta de la hojarasca y residuos gruesos y finos asociados con el suelo (Lu 2006).

En la Figura 4, se aprecia el total de las existencias de carbono en los bosques, estimado en ~662 Gt (163 t/ha), distribuido en tres (3) tipos de reservorios: 44 % (295 Gt) en biomasa viva, 45 % (300 Gt) en materia orgánica del suelo y 10 % (68 Gt) en madera muerta y hojarasca (FAO 2021, 55).

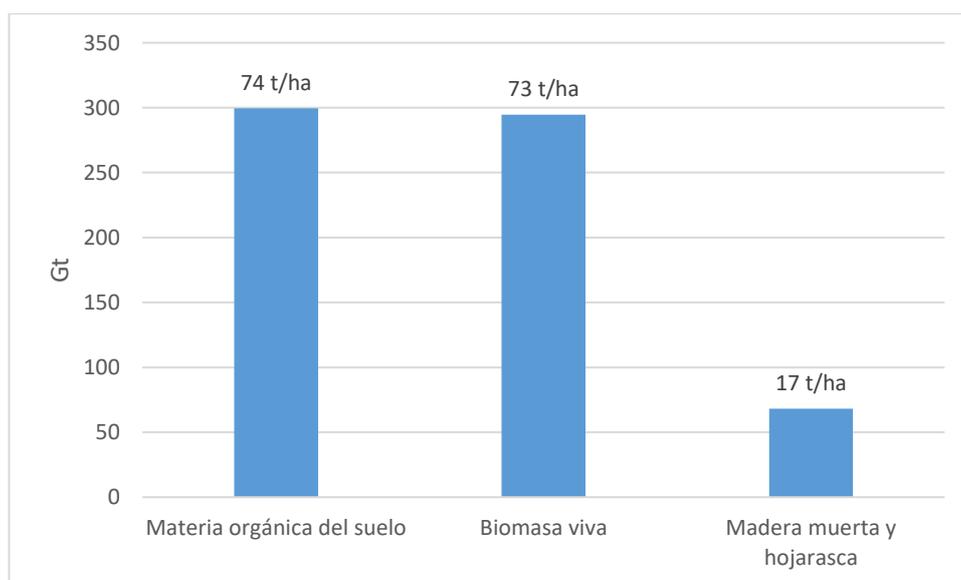


Figura 4. Proporción de la existencia mundial de carbono en los reservorios de los bosques, año 2020.

Fuente: FAO (2021, 56)

3.1 Dinámica de la evolución del contenido de carbono en bosques

FAO (2021, 55) estima que, entre 1990 y 2020, las existencias mundiales de carbono en los bosques disminuyeron en aproximadamente 6.310 millones de toneladas (Mt), pasando de ~668 gigatoneladas (Gt) de carbono en los bosques, registrados en el

año en 1990, a ~662 Gt en 2020 (ver Figura 5) (FAO 2021, 55), esto debido a una disminución general de la superficie de bosques.

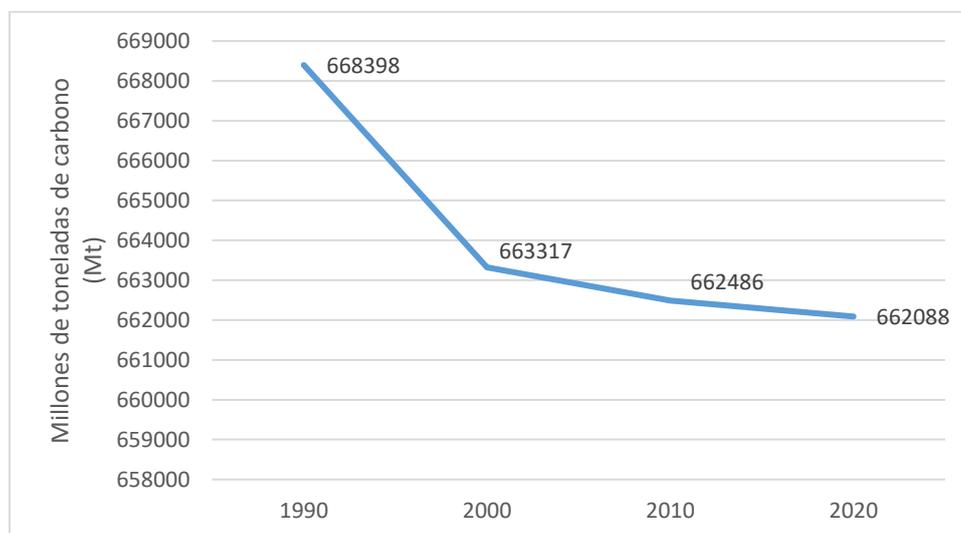


Figura 5. Existencia total mundial de carbono en los bosques, periodo 1990-2020.
Fuente: FAO (FAO 2021, 56)

No obstante, como se presenta en la Figura 6, se observaron importantes diferencias regionales en la tendencia: por ejemplo, el carbono almacenado en la biomasa forestal aumentó considerablemente en Europa, Asia y América del Norte (donde la superficie de bosque creció) y disminuyó significativamente en América del Sur y en África (FAO 2021, 58).

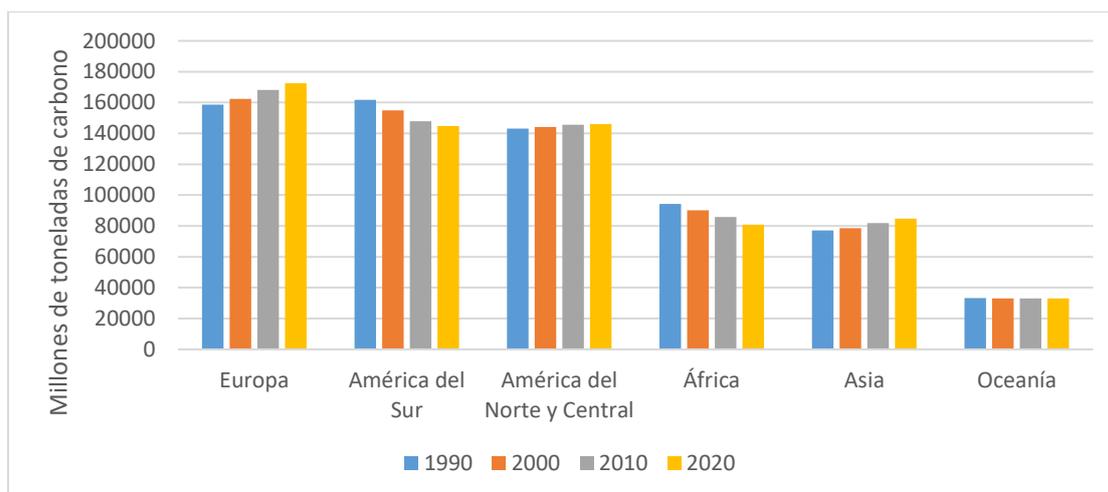


Figura 6. Existencias totales por región de carbono en los bosques, periodo 1990-2020.
Fuente: FAO (2021, 56)

En la Tabla 8 se detalla el porcentaje de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en los países andinos. En ella se puede apreciar que, para el año 1990, en el Ecuador, las emisiones de GEI se generaron principalmente en el sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) con ~69,50 % y en el energético con un ~28,80 % (Suárez et al. 2012).

Tabla 8
Emisiones de gases de efecto invernadero (%) en los países de los Andes

País	Porcentaje de GEI correspondiente a CO ₂ eq en los países del Anexo 1	Porcentaje de GEI correspondiente a CO ₂ eq en todos los países	Porcentaje de CO ₂ emitido por la quema de combustibles fósiles	Porcentaje de CO ₂ emitido por la silvicultura y los cambios en el uso del suelo
Bolivia ^a	0,39	0,22	21,11	77,10
Colombia ^b	0,96	0,54	71,80	21,50
Ecuador ^c	0,50	0,28	28,80	69,50
Perú ^d	0,63	0,36	21,00	66,00
Venezuela ^e	1,14	0,65	76,80	14,90
Suma	3,62	2,05		

Nota: Países del Anexo 1 se refiere a los países industrializados tal como se define en el Protocolo de Kioto.

Fuente: a Primera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático citado en Suárez et al. (2012); datos hasta 2000. b Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2001); datos hasta 1994. c Ministerio del Ambiente (2001); datos hasta 1990. d Comisión Nacional de Cambio Climático (2001) ; datos hasta 2012. e Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales (2005); datos hasta 1990.

Elaboración: Suárez et al. (2012, 170).

Posteriormente, las emisiones totales netas (emisiones menos remociones) del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) del Ecuador para el año 2012, se estimaron en 80.627,16 Gigagramos de dióxido de carbono equivalente (Gg de CO₂ eq) (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2017).

Los principales sectores causantes de estas emisiones netas de GEI al 2012 eran: el sector Energía (46,63 %), seguido del sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) con 25,35 %, el mismo que sumado a la Agricultura, que ocupa el tercer lugar con el 18,17 %, resultan entre los dos en 43,52 % de los GEI emitidos a la atmósfera (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2017) (ver Anexo 2).

Lo que significa que, el país debe priorizar medidas y acciones para la mitigación del cambio climático fundamentalmente en los tres (3) sectores: Energía, Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) y Agricultura, que suman el 90,15 % de las emisiones de GEI al 2012. Lo que convierte al sector forestal en un actor clave con un gran potencial de mitigación.

Sin embargo, de acuerdo a lo señalado por Cárdenas (2022), con relación a los sectores Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) y Agricultura existen contradicciones en las políticas públicas debido a que estas impulsan y fomentan la expansión de la agricultura capitalista de mayor escala y el aumento de la productividad de cultivos que se orientan principalmente hacia la exportación (“*commodities*”), independiente de sus efectos en el incremento de emisiones de GEI.

Cárdenas (2022) considera que, el sector Agricultura se enfoca en incentivar y promover los sistemas productivos relacionados con los agronegocios, con el propósito de incrementar las exportaciones y los ingresos que benefician a unos pocos empresarios, sin importar si se expande la frontera agropecuaria o si se generan GEI.

Por otro lado, en el sector USCUSS se intentan crear políticas de protección de bosques de forma específica y se promueve la “producción agropecuaria sostenible de *commodities*”, con la finalidad de sumar esfuerzos para evitar la deforestación y las emisiones de GEI causadas por el incremento de la frontera agropecuaria (Cárdenas 2022).

Con relación a lo planteado en los párrafos anteriores, en el sector energético se puede argumentar que, debido a las presiones de empresas petroleras, las necesidades presupuestarias para los ingresos del gobierno a corto plazo y a la falta de mecanismos de apoyo internacional, se generó una situación de incertidumbre en el Ecuador, que impidió en el año 2013 alcanzar el objetivo de la propuesta innovadora de la Iniciativa Yasuni-ITT. La cual es un muy valioso aporte a las políticas de mitigación al cambio climático del lado de la oferta, al que pueden llegar a aplicar países megadiversos con áreas sensibles biológica y culturalmente, promoviendo a su vez proyectos de energía renovables, la sustentabilidad local/regional y la conservación y recuperación de áreas forestales que benefician tanto a la conservación de la biodiversidad como el mantener o aumentar el sumidero terrestre de CO².

3.2 Estado actual del carbono almacenado en bosques en el caso del Ecuador

Como se observó en los acápites anteriores, uno de los componentes importantes de los ecosistemas boscosos en la mitigación del cambio climático, es su función como sumidero de carbono.

En relación a lo planteado, Walker et al. (2020) da a conocer que los territorios indígenas (TI) y las áreas naturales protegidas (ANP) almacenaron más de la mitad (58%; 41,991 MtC) del carbono de la región Amazónica, en 2016; y estas a su vez, fueron responsables de apenas el 10% (-130 MtC) del cambio neto (-1,290 MtC), lo que convierte a estas áreas naturales de la región Amazónica en zonas clave para la mitigación del carbono para el planeta.

A su vez, las KBA (*Key Biodiversity Area*) de los Andes Tropicales almacenan en conjunto ~7345 millones de toneladas de carbono (tC) en su biomasa vegetal (CEPF 2021, 102), como se detalla en la siguiente Tabla 9.

Tabla 9
Almacenamiento de Carbono Estimado en las Key Biodiversity Area (KBA) en el hotspot de los Andes Tropicales

País	No. KBA	Área de las KBAs	Promedio de Carbono Almacenado en KBA (tC ha ⁻¹)	Carbono Total Almacenado en las KBAs (tC)	Porcentaje de Carbono Total Almacenado en las KBAs del hotspot
Argentina	76	4 302 130	48	208 339 867	3
Bolivia	47	6 777 212	158	1 069 293 726	15
Chile	12	586 998	4	2 609 487	0.04
Colombia	119	7 878 654	169	1 328 189 869	18
Ecuador	88	4 708 664	180	845 395 490	12
Perú	106	14 393 717	233	3 358 483 639	46
Venezuela	26	4 349 607	122	532 394 696	7
Total	474	42 996 982	171	7 344 706 774	100

Fuente: Avitabile et al. (2016).

Elaborado por: CEPF-Critical Ecosystem Partnership Fund, (2021, 103).

De acuerdo a los datos presentados en la tabla 9, las KBAs de Perú almacenan la mayor cantidad de carbono de todos los países andinos, ~3358 millones de tC, o el 46 % de carbono total almacenado en las KBAs del *hotspot* de los Andes Tropicales, lo que refleja las amplias extensiones de las KBAs de Perú y las grandes cantidades de carbono almacenadas en ellas, particularmente aquellas que se extienden hacia la Amazonía (CEPF 2021, 102).

A más de Perú, en la Tabla 9 se aprecia que las KBAs de Colombia (18 %), Bolivia (15 %) y Ecuador (12%), promedian más de ~150 tC por hectárea, lo que refleja la dominancia de los hábitats forestales en estas áreas (CEPF 2021, 102).

En el Ecuador existe un gran potencial para el almacenamiento de carbono, ya que si únicamente se consideran las áreas protegidas amazónicas, se almacenan 708 millones de toneladas de carbono (MAE 2014).

En el año 2010, debido a las fluctuaciones de stocks de carbono en la biomasa, el USCUS almacenó (absorciones por sumideros) (-) 16.034,06 Gg de CO₂-eq. De lo cual se estima que, la emisión neta total de CO₂ aportada en el año 2010 por el sector USCUS menos las absorciones de CO₂, fue de 24.171,11 Gg de CO₂-eq (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2016).

Las Naciones Unidas ha implementado el proyecto Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+), con el principal objetivo de conservar las reservas de carbono y a su vez, crear beneficios económicos en los países en vías de desarrollo (Ministerio del Ambiente de Ecuador 2016).

En función de lo impulsado por el proyecto REDD+, el Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) ha trabajado desde el 2008 en programas como Socio Bosque que continúa hasta la presente fecha, con el cual busca la conservación y protección de los bosques nativos, páramos u otra vegetación nativa, mediante incentivos económicos a campesinos y comunidades indígenas que se comprometan voluntariamente al programa (MAE 2019).

Sin embargo, el aparataje del Programa Socio Bosque empieza a tambalear cuando se presentan restricciones presupuestarias para financiar los incentivos. A partir del año 2016, cuando se presentó una crisis financiera estatal, se evidenció que lo que mueve a varios socios hacia la postura de conservación es únicamente la de recibir el valor monetario, debido a que, cuando el Proyecto no lograba transferir a tiempo los recursos económicos, los socios exigían el pago de incentivos para aportar a la conservación y así evitar talar el bosque (Celi 2020, 88).

De acuerdo con la información oficial proporcionada en el Compendio Estadístico Ambiental y del Recurso Hídrico 2021, del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2022), el Ecuador cuenta con una superficie total de bosque de 12.635.758,96 ha (es decir 57 % de la superficie total del país). La Tabla 10 presenta el área de bosque por provincias del territorio nacional continental, al año 2018.

Tabla 10
Superficie de bosque por provincia al año 2018

N°	Provincia	Superficie (ha)	N°	Provincia	Superficie (ha)
1	Pastaza	2.788.550	13	Imbabura	149.657
2	Orellana	1.869.866	14	Azuay	142.148
3	Morona Santiago	1.742.657	15	Cotopaxi	138.578
4	Sucumbíos	1.402.096	16	El Oro	120.707
5	Napo	812.431	17	Santa Elena	107.961
6	Esmeraldas	800.784	18	Tungurahua	92.259
7	Zamora Chinchipe	684.880	19	Cañar	66.349
8	Manabí	460.068	20	Chimborazo	47.801
9	Guayas	372.005	21	Bolívar	46.155
10	Loja	351.604	22	Santo Domingo	38.731
11	Pichincha	224.391	23	Los Ríos	22.404
12	Carchi	153.288	24	Isla	390
Superficie total de bosque (ha)		12.635.759			

Fuente y elaboración: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2022, 9).

A la fecha, no existe en la literatura, publicaciones que den cuenta de la dinámica del acumulado de carbono en los bosques en el Ecuador.



Figura 7. Mapa de carbono almacenado en bosques del Ecuador.

Fuente: Ministerio del Ambiente (2015, 10).

En la Figura 7 se presenta el mapa de carbono almacenado en bosques del Ecuador, conforme lo publicó el Ministerio del Ambiente (2015) (ver Link:

<http://190.152.46.74/documents/10179/1149768/Estadisticas+Patrimonio+Natural.pdf/ce8e496-c60e-49c3-b918-5dc7885bff0d>), en el documento Estadísticas de Patrimonio Natural, el cual determina que el país posee una reserva ~1.533'168.425,46 de toneladas de carbono, siendo el promedio ponderado de la reserva de carbono de la biomasa en los bosques de 134,92 t/ha, lo que corresponde a una cantidad de ~5.621'617.560,01 toneladas de CO₂ No emitidas a la atmósfera.

El MAE (2014) se ha propuesto evaluar el estado de los bosques utilizando imágenes satelitales (Landsat 8, Rapideye y Aster) de los años 2010-2012. Con la finalidad de, en primer lugar, determinar los ecosistemas que los conforman, y en segunda instancia, estudiar la capacidad que estos pueden llegar a tener como sumideros de carbono.

El CEPF (*Critical Ecosystem Partnership Fund*) calculó el almacenamiento de carbono en el *hotspot* de los Andes Tropicales, empleando la información correspondiente al almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de la vegetación (AGB), calculado a partir de los datos de 1km² de resolución espacial generados por Avitabile et al. (2016) en el documento *An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets* (CEPF 2021, 488), de cuyo mapa, en la Figura 8 se extrajo la parte correspondiente al Ecuador.

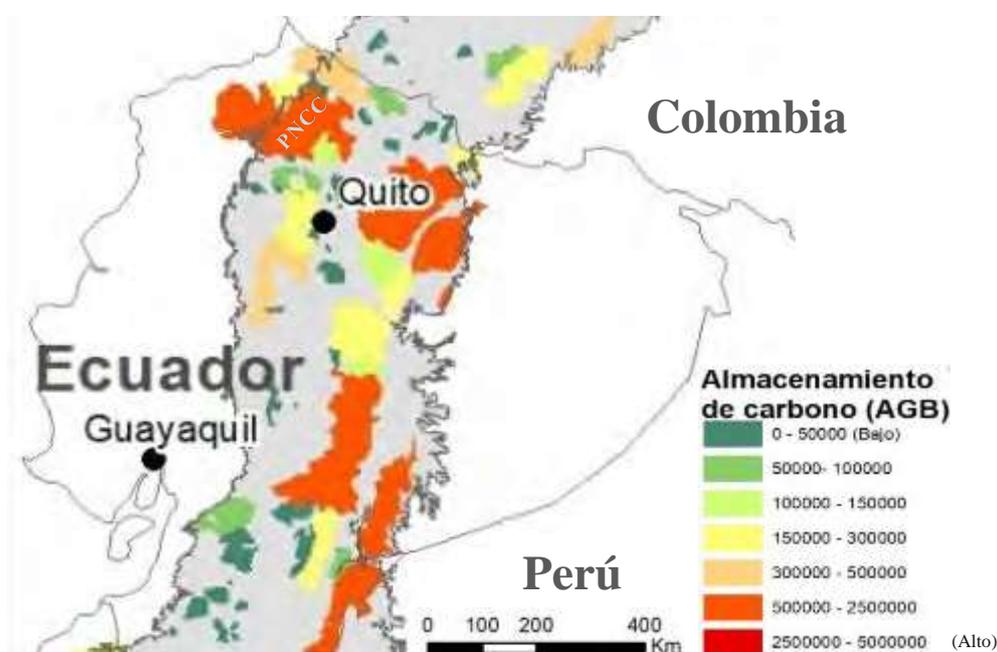


Figura 8. Almacenamiento de carbono (Tm/ha) en la biomasa aérea de la vegetación (AGB), Ecuador. Fuente: CEPF-Critical Ecosystem Partnership Fund, (2021, 488).

De acuerdo con lo presentado en la Figura 8, la superficie del PNCC se encuentra en color anaranjado, lo que indica que esta área protegida almacena cantidades

significativas de carbono en la biomasa aérea de la vegetación (AGB), que oscilan entre los 500000-2500000 toneladas métricas por hectárea.

En la Tabla 11 se presenta el promedio de carbono almacenado por estrato de bosque nativo, al año 2014, información obtenida del “Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático” (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2016). Y en el Anexo 3 se dan a conocer las definiciones de depósitos terrestres de carbono.

Para efectuar una Evaluación Nacional Forestal, el MAATE (2023) clasifica la superficie boscosa del territorio nacional en nueve tipologías (estratos) (ver Tabla 11), considerando factores bioclimáticos, recomendaciones de expertos y la variación del contenido de carbono.

Por lo tanto, la estimación de las áreas de bosque, en el presente estudio, se obtuvo de la intersección del mapa de estratos potenciales de bosque y la cobertura de bosque nativo del mapa de cobertura y uso de la tierra del año de análisis.

El PNCC y su zona de amortiguamiento contienen cuatro (4) estratos de bosque nativo de los que se enlistan en la Tabla 11, y estos son: Siempre verde andino montano ($124,11 \text{ tC/ha}^{-1}$); Siempre verde andino pie montano ($123,55 \text{ tC/ha}^{-1}$); Siempre verde andino de ceja andina ($106,95 \text{ tC/ha}^{-1}$) y Siempre verde de tierras bajas del Chocó ($84,08 \text{ tC/ha}^{-1}$).

Tabla 11
Reservas de carbono promedio por tipo de estrato de bosque nativo, año 2014

Tipo de estrato de bosque nativo	Biomasa aérea		Biomasa subterránea		Madera muerta			Hojarasca	Carbono total*	
	BA.A	BA.NA**	BS.A	BS.NA***	MM.P	MM.C	MM.R	H		
	tCO _{2-eq} /ha ⁻¹	tC/ha ⁻¹								
Bosque seco andino	105,60	5,83	25,34	1,40	2,13	20,35	0,95	15,47	177,07	48,29
Bosque seco pluviestacional	91,67	5,46	22,00	1,31	1,50	7,59	0,77	6,82	137,12	37,40
Bosque siempre verde andino montano	296,60	15,25	71,17	3,66	21,27	28,12	10,12	8,87	455,06	124,11
Bosque siempre verde andino pie montano	267,45	11,92	64,20	2,86	15,44	76,01	7,22	7,92	453,02	123,55
Bosque siempre verde andino de ceja andina	224,47	28,20	53,86	6,77	14,78	47,23	6,97	9,86	392,14	106,95
Bosque siempre verde de tierras bajas de la Amaz.	396,44	13,68	95,15	3,28	15,40	48,84	7,41	11,26	591,46	161,31
Bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó	192,17	11,26	46,13	2,70	8,36	34,32	4,84	8,51	308,29	84,08
Manglar	183,77	70,33	44,11	****	3,41	14,52	1,50		317,64	86,63
Moretal	181,28	9,46	43,52	2,27	4,55	24,27	2,16	12,72	280,23	76,43

Fuente y elaboración: Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador, Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016, 184)

* De acuerdo al IPCC, 44/12 es el factor de conversión para un sistema forestal.

** Sumidero de carbono en árboles de palma y sotobosque.

*** Sumidero de carbono del suelo con base en un factor de expansión de la raíz de los árboles del sotobosque y de palma.

**** El factor de expansión de las raíces no se aplicó en los estratos de manglar dado que se midió la raíz en campo.

BA.A = Biomasa Aérea. Árboles

BA.NA = Bioma Aérea. No Árboles

BS.A = Biomasa Subterránea. Árboles

BS.NA = Biomasa Subterránea. No Árboles

MM.P = Madera Muerta en Pie

MM.C = Madera Muerta Caída

MM.R = Madera Muerta. Raíces

H = Hojarasca

Para mayor detalle ver el **Anexo 3**

4. Principales métodos utilizados para el análisis de la cobertura vegetal

La cubierta vegetal es una variable importante a considerar para determinar la cantidad de carbono almacenado en bosques y su cambio a través del tiempo (Aguas 2016; Anaya, Chuvieco, y Palacios-Orueta 2009; S. Brown 2002; Dong et al. 2003; Goetz y Dubayah 2011; Hansen et al. 2008; Honorio y Baker 2010).

De manera general, hay dos formas de realizar estimaciones de biomasa forestal: los métodos de mediciones directas en terreno y los métodos indirectos de detección remota.

A continuación, abordamos brevemente en qué consisten los métodos directos, pero el presente capítulo está dedicado a detallar la implementación de métodos indirectos que involucran la información recopilada a partir de sensores remotos.

Teniendo en cuenta a Castañeda y Montes (2017), el método directo implica levantar información en campo, dividiendo el terreno para establecer parcelas y medir: el diámetro, la altura y la densidad de la madera de los árboles, con la finalidad de constituir un inventario forestal. A partir de allí hay dos opciones: a) la extracción y fraccionamiento del árbol para registrar in situ el peso húmedo de tronco, ramas, flores y frutos. Posteriormente las partes seccionadas se llevan al laboratorio para deshidratarlas y obtener su peso seco. Esta información se utiliza luego para predecir la biomasa por árbol, mediante regresiones que generan un modelo (Klinge et al. 1975) y b) el desarrollo de ecuaciones alométricas con los valores obtenidos in situ (Nelson et al. 1999).

Los estudios en campo poseen la ventaja de proporcionar un mejor nivel de detalle lo que genera mayor solidez al interpretar los datos. No obstante, suelen tener la limitante de conllevar una larga duración y un alto costo debido a que muchas veces, los espacios forestales son áreas agrestes, de difícil accesibilidad y/o de gran extensión, considerando además los niveles de inseguridad que ciertas zonas podrían llegar a presentar.

4.1 Teledetección

Las técnicas de teledetección mediante la observación geoespacial, permiten realizar análisis multitemporal y predictivo sobre: cambio de uso del suelo, pérdida de cobertura vegetal, etc. (Cardille et al. 2023).

De acuerdo a JARS (1996) la teledetección es “la ciencia y la tecnología mediante las cuales las características de los objetos de interés pueden identificarse, medirse o analizarse sin contacto directo”.

Varias aplicaciones de Sistemas de Información Geográfica (SIG) utilizan imágenes rasterizadas derivadas de la detección remota. Los SIG permiten la visualización, consulta, cálculo y análisis de datos espaciales, que se componen fundamentalmente de estructuras de datos rasterizados o vectoriales (Congedo 2021).

Una imagen digital satelital se componen de una o más bandas (ráster) del espectro electromagnético en rangos específicos (Fisher y Unwin 2005).

Un ráster es una cuadrícula (o imagen) que almacena datos sobre ubicaciones geográficas, donde cada celda (píxel) tiene un valor de atributo en unidades de Número Digital (DN) (Chuvienco 1995), que recopila información acerca del color, elevación, temperatura o radiación (Sánchez 2021).

4.2 Satélites multiespectrales

Los sensores satelitales como los Landsat, Sentinel, MODIS, entre otros, capturan la información de la cobertura de la tierra.

En función de la longitud de onda, cada material, refleja, absorbe o transmite una cantidad específica de radiación solar. Esta importante propiedad de la materia hace posible identificar diferentes sustancias o clases y separarlas por su firma espectral única, a través de curvas espectrales (USGS 2019a; Verástegui 2000). Por lo que, la firma espectral es utilizada para la clasificación de coberturas terrestres (Pompa 2008) como: suelo, vegetación, nubes, agua, infraestructuras, etc.

a) La radiancia o intensidad de radiación electromagnética, proviene de la luz del sol reflejada sobre la superficie terrestre (Congedo 2021), y

b) La energía dispersada y reflejada por la atmósfera denominada como reflectividad o reflectancia, es el cociente entre la energía reflejada y la energía incidente (Congedo 2021).

4.2.1 Satélites landsat

El Servicio Geológico de EE. UU. (link: <https://www.usgs.gov/>), provee de forma gratuita un vasto archivo de imágenes satelitales, entre ellas las Landsat.

En la Tabla 12, se enlistan las características de las bandas que poseen los satélites Landsat 4-5 *Thematic Mapper* (TM), Landsat 7 *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) y Landsat 8-9 Imagen Terrestre Operativa (OLI).

Tabla 12
Detalles de las bandas de satélites Landsat 4, 5, 7, 8 y 9

Banda	Resolución (m)	Landsat 8 - 9 (OLI)		Landsat 4 - 5 (TM) y 7 (ETM+)		Útil para mapear
		N° de band	Longitud de onda (micrometros μm)	N° de banda	Longitud de onda (micrometros μm)	
Aerosol costero	30	B1	0.43 - 0.45			Estudios costeros y de aerosoles
Azul	30	B2	0.45 - 0.51	B1	0.45 - 0.52	Mapeo batimétrico, distinguiendo suelo de vegetación y vegetación de hoja caduca de coníferas
Verde	30	B3	0.53 - 0.59	B2	0.52 - 0.60	Destaca la vegetación máxima, lo cual es útil para evaluar el vigor de las plantas
Rojo	30	B4	0.64 - 0.67	B3	0.63 - 0.69	Discrimina pendientes de vegetación
NIR - Infrarrojo cercano	30	B5	0.85 - 0.88	B4	0.77 - 0.90	Destaca el contenido de biomasa y las costas
WIR 1 - Infrarrojo de onda corta	30	B6	1.57 - 1.65	B5	1.55 - 1.75	Discrimina el contenido de humedad del suelo y la vegetación; penetra nubes delgadas
TIRS 1 - Infrarrojo térmico	100/60	B10	10.60 - 11.19	B6 (TIR 1)	10.40 - 12.50	Mapeo térmico y humedad estimada del suelo
TIRS 2 - Infrarrojo térmico	100	B11	11.50 - 12.51			Mapeo térmico mejorado y humedad estimada del suelo
WIR 2 - Infrarrojo de onda corta	30	B7	2.11 - 2.29	B7	2.09 - 2.35	Mejora del contenido de humedad del suelo y la vegetación; penetra nubes delgadas
Pancromática	15	B8	0.50 - 0.68	B8	0.52 - 0.90	Resolución de 15 metros, definición de imagen más nítida
Cirrus	30	B9	1.36 - 1.38			Detección mejorada de contaminación por nubes cirrus

Fuente: NASA (2021) y USGS (2019b)
Elaboración propia

Landsat es un conjunto de satélites multiespectrales desarrollados por la NASA (Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio de los Estados Unidos), desde principios de los años 1970, y sus imágenes son muy utilizadas para la investigación medioambiental (USGS 2019a)

Para la interpretación visual de la información almacenada en las imágenes ráster se suele crear en el SIG un set de bandas (ver Tabla 8) considerando únicamente a aquellas que proporcionarán una mejor resolución espacial y espectral (Congedo 2021).

En la presente investigación, para la estimación del índice vegetal se utilizaron específicamente las bandas pertenecientes al Rojo visible y al Infrarrojo cercano.

No obstante, para el procesamiento y mejora de la calidad de las imágenes satelitales, se requirió utilizar en QGIS bandas adicionales a las dos mencionadas en el párrafo anterior. Y se excluyeron las bandas correspondientes a aerosol costero, nubes, pancromática e infrarrojo térmico (ver Tabla 7), en vista a que no son útiles para la interpretación visual, análisis y clasificación de coberturas boscosas y cálculo del NDVI.

La franja del espectro electromagnético correspondiente al Infrarrojo cercano (banda NIR) es especialmente importante para estudios ecológicos porque permite evaluar el estado de la vegetación debido a que una planta sana refleja una gran parte de la luz incidente en la longitud de onda del infrarrojo cercano, al difundir y dispersar la mayor parte de la radiación (calor), lo que resulta en valores de alta reflectividad en esta banda (NASA 2021; USGS 2019b).

Un gradiente de 0,7 a 0,9 μm en el infrarrojo cercano es producido únicamente por una vegetación vigorosa (JARS 1996), lo que permite hacer uso de esta banda para discriminar agrupaciones de vegetación y conocer su estado fenológico a través del cálculo de índices de vegetación como el NDVI (Chuvieco 1995).

La Tabla 13 muestra varias combinaciones de bandas utilizadas con mayor regularidad, dependiendo del tipo de satélite Landsat, para distinguir ciertos tipos de cobertura terrestre. En el presente trabajo para una interpretación visual de la zona de estudio se utilizaron la infrarrojo y la de color verdadero.

Tabla 13
Combinación de bandas espectrales empleadas en el análisis de imágenes

Satélite Sensor	Set de bandas				
	Color verdadero	Infrarrojo	Vegetación	Agricultura	Área urbana
Landsat 5 TM	3-2-1	4-3-2	5-4-3	5-4-1	7-5-3
Landsat 7 ETM					
Landsat 8 OLI	4-3-2	5-4-3	6-5-4	6-5-2	7-6-4

Fuente: Congedo (2021)

Elaboración propia

4.2.2 Procesamiento de imágenes

Factores como interferencia atmosférica, fallos en los sensores, nivel de resolución y nubosidad, entre otros, pueden hacer que se pierda información en los píxeles o presentar distorsión en la imagen satelital, alterando la calidad de los datos almacenados, de los denominados Números Digitales (ND) de los píxeles. Con el fin de eliminar errores y convertir los ND en valores de reflectancia, es necesario realizar correcciones a las imágenes (Chander, Markham, y Helder 2009; Chuvieco 1995), las cuales pueden ser:

a) Corrección radiométrica

Implica la restauración de líneas o píxeles perdidos, así como su ubicación en el espacio geográfico corrigiendo posibles distorsiones (Eastman 2001).

b) Corrección atmosférica

Trata de evaluar y eliminar las distorsiones (efecto de los aerosoles) que la atmósfera introduce en los valores de radiancia que llegan al sensor desde la superficie terrestre (Chander, Markham, y Helder 2009).

Para obtener imágenes de temperatura o reflectividad de una superficie, se modifican los Números Digitales (ND) de los píxeles a unidades de radiancia. Los datos en los ND están en modo relativo, lo que significa que, a mayor ND hay una mayor reflectividad, no obstante, su información no es empleada para comparar imágenes o bandas de diferentes fechas (Chuvienco 1995).

Por el contrario, la reflectividad es una variable cuyos valores son comparables para distintos lugares y distintas fechas, esto hace más sólida la interpretación de los datos y el análisis integrado entre imágenes de distintos sensores (Chuvienco 1995).

Para el análisis geoespacial, a más de la combinación de bandas espectrales, también se emplean índices espectrales temáticos, con la finalidad de obtener una interpretación visual de imágenes a través de la diferenciación de coberturas/objetos a partir de las firmas espectrales (Cardille et al. 2023).

Los índices espectrales, como el de vegetación que se detalla en el siguiente acápite 1.2.2, aplicado en el presente estudio para determinar los patrones de verdor para describir el cambio de cobertura vegetal de la zona de estudio; generalmente utilizan los valores de las bandas del espectro electromagnético correspondiente al color Rojo Visible (RED) y al Infrarrojo Cercano (NIR) (ver Tabla 7), debido a que son los más relacionados a parámetros relativos a la vegetación, tales como biomasa verde y concentración de clorofila (Sánchez García y Toral Ruiz 2014).

4.2.3 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada - NDVI

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) formulado por Kriegler et al. (1969) citado en Sánchez (2021), es uno de los índices espectrales más utilizado para estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación con base a la medición de la intensidad de la radiación de ciertas bandas del espectro electromagnético que la vegetación emite o refleja (Congedo 2021; Chuvienco 1995).

El NDVI se estima por medio de la resta entre la reflectancia de dos bandas: infrarrojo cercano (NIR) y rojo visible (RED); dividido por la suma de las mismas bandas. La fórmula queda expresada de la siguiente manera (Congedo 2021; JARS 1996):

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Dependiendo del sensor (ver Tabla 12) del cual se obtenga la información satelital, las bandas correspondientes al rojo visible e infrarrojo cercano pueden variar. Como un ejemplo se indica que, en los sensores Landsat 5 y 7, la banda 3 representa al rojo visible (RED) y la 4 corresponde al infrarrojo cercano (NIR). En tanto que, en el satélite Landsat 8, es la banda 4 la que representa al rojo visible (RED) y la 5 pertenece al infrarrojo cercano (NIR) (Congedo 2021).

El rango de valores del NDVI varía entre -1 a +1, donde la vegetación densa y saludable muestra los valores más altos iguales o cercanos a 1, mientras que las áreas sin vegetación presentan valores de NDVI bajos (Potter 2015; J. Brown 2018).

Por ejemplo, valores entre 0,1 y 0,2 pueden corresponder a superficies de piedra, arena y nieve; valores de 0,3 se pueden relacionar a una superficie con escasa vegetación; valores entre 0,4 y 0,6 son comunes en bosques templados, mientras que; valores entre 0,8 a 1,0 corresponden a superficies con vegetación altamente densa como selvas tropicales, y finalmente, valores por debajo de cero indican la presencia de agua (Niklas Schmid 2017).

De acuerdo a Echeverría et al. (2018) el NDVI es válido especialmente para estimar vegetaciones boscosas, mas no para evaluar el estado de vegetaciones del tipo arbustivas pequeñas y de pajonal, debido a que la medición de estas últimas resulta en un valor bajo en el índice, clasificándolas como vegetación poco saludable.

Como el NDVI se estima utilizando imágenes satelitales con áreas que probablemente contienen nubes y aerosoles, para llegar a obtener mejores resultados, el filtro de píxeles contaminados que pueden distorsionar la información es crucial (Chuvieco 1995).

Además de las condiciones ambientales, múltiples factores como: fenología de la especie, procesamiento, interpretación, etc., podrían llegar a afectar los datos almacenados en la imagen satelital (Pompa 2008). Por lo tanto, dependiendo la zona del planeta y el tipo de ecosistema, las diferentes técnicas, permiten detectar cambios en la

vegetación de manera parcial, con niveles de exactitud temática muy general (Hurtado y Lizarazo 2022).

Limitante que se deriva del hecho de que la variación espectral de un bosque con respecto a otros tipos de coberturas hacen que no cualquier índice logre discriminar correctamente la deforestación, obteniendo diferentes resultados con errores de omisión y comisión (Correa Gómez y Stevenson 2010; Hurtado y Lizarazo 2022).

Capítulo segundo

Área de estudio y aspectos metodológicos

En este capítulo se detalla la información de la zona de estudio y se describe el método específico implementado para el desarrollo de la presente investigación.

1. Parque Nacional Cotacachi Cayapas

Para identificar las actividades predominantes desarrolladas en el norte de la provincia de Esmeraldas se hizo una recopilación y revisión de fuentes secundarias con la finalidad conocer su relación con la pérdida de bosque nativo y la presión ejercida sobre el territorio, cuyos resultados se exponen en la sección 1 del Capítulo tercero.

En Imbabura se ubica la parte alta del PNCC, y allí se encuentra el volcán Cotacachi. Esta zona se compone de páramos, ríos y arroyos rocosos, con grandes áreas cenagosas y decenas de lagunas cuyas superficies varían en tamaño (Ministerio del Ambiente y Agua 2020).

Más al occidente, se encuentra la zona baja del PNCC, ubicada en la provincia de Esmeraldas, en esta área, el terreno desciende abruptamente, a través de una serie de subcordilleras y cuchillas, hacia vastos bosques y extensas llanuras de la región de la Costa (Ministerio del Ambiente y Agua 2020).

En cuanto a las principales fuentes hídricas relacionadas con el PNCC se mencionan: río Santiago-Cayapas, río Esmeraldas y río Mira (ver Anexo 5). Abarca 37 microcuencas, 8 dentro del parque y las restantes tienen la mayor superficie fuera del área protegida (Ministerio del Ambiente y Agua 2020, 124).

El PNCC y su zona de amortiguamiento son parte del *hotspot* biogeográfico Chocó–Darién, considerada una de las ecorregiones de mayor valor para la conservación de la biodiversidad regional y mundial (Myers et al. 2000; Shi et al. 2005; Ulloa 2013), con un gran endemismo de especies vasculares (Lopez, Sierra, y Tirado 2010), y a la vez una de las áreas más severamente amenazadas en términos de extinción biológica (CEPF 2021; W. Palacios y Jaramillo 2016), como resultado de la deforestación (Myers 1988; 1990).

Los bosques más amenazados del Ecuador continental son los bosques deciduos y siempreverdes de tierras bajas de la Costa y semideciduos montano bajos de los andes occidentales (Sierra, Calva, y Guevara 2021, 24).

Bajo este contexto, se seleccionó al PNCC como área de estudio del presente trabajo debido a los siguientes aspectos:

a) Antigüedad

Debido a que esta área protegida fue establecida en el año 1968, permite hacer una aproximación acerca del nivel de eficacia que este tipo de mecanismos de conservación pueden llegar a tener, al analizar aspectos relacionados con la evolución del cambio de uso del suelo en el tiempo.

b) Tamaño

Para aplicar técnicas de teledetección con imágenes satelitales, se requiere que la superficie de la zona a estudiar sea relativamente extensa, debido al nivel de detalle, como es el caso de las imágenes Landsat (insumo del presente trabajo), cuya resolución es de 30 m. Y los dos aspectos más relevantes,

c) Ubicación geográfica e importancia ecológica

Su alto valor de importancia para la conservación de la biodiversidad regional y mundial, al ser parte del *hotspot* biogeográfico Chocó–Darién.

2 Métodos implementados para el procesamiento de imágenes satelitales

En esta sección se da a conocer la metodología usada para el procesamiento y análisis de un conjunto de siete (7) imágenes satelitales Landsat con el software de QGIS v.3.34 Prizren, para caracterizar el estado de la cobertura boscosa del Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) y su zona de amortiguamiento.

Para alcanzar el segundo objetivo de la presente investigación, se usaron patrones de verdor derivados del índice NDVI para los años 1986, 2000, 2016 y 2021, con la finalidad de llegar a describir el cambio de cobertura vegetal entre tres diferentes periodos: 1986–2000, 2000–2016 y 2016–2021, y posteriores estimaciones.

2.1 Cartografía base y material satelital

Para la delimitación de la zona de estudio comprendida por el Parque Nacional Cotacachi Cayapas y su zona de amortiguamiento, se procesó en el programa y QGIS

v.3.34 Prizren, la cartografía base oficial referente a diferentes capas temáticas en formato shapefile publicadas por el MAATE (disponibles en el link: <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>), entre las cuales se encuentran: áreas protegidas, ecosistemas, estratos de bosque nativo, zonas de amortiguamiento, deforestación y cobertura y uso de la tierra de los años 1990, 2000, 2008, 2014, 2016, 2018 y 2020.

El MAATE también proporciona diversos mapas temáticos en la página Web: http://snmb.ambiente.gob.ec/snmb/?page_id=713.

Como se detalla en la Tabla 9, para la adquisición de las imágenes satelitales, en el portal del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), catálogo de *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), se realizó una búsqueda, selección y descarga de siete (7) escenas Landsat, de los años 1986, 2000, 2016, 20017 y 2021, de los programas 5-TM (*Thematic Mapper*), 7-ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) y 8-OLI (*Operational Land Imager*), en una categoría de procesamiento de colección 2 y nivel 1 de reflectancias, cuya resolución espacial es de 30 m (características en la Tabla 12).

Para que las condiciones de vegetación y climáticas fueran en lo posible homogéneas y permitieran obtener mejores resultados en la investigación; los criterios de selección de las imágenes satelitales fueron: a) no presentar errores ni distorsiones y b) tener el menor porcentaje posible de nubes y sombras en el área de estudio.

Hay que considerar que, para poder llevar a cabo los procesos de teledetección de forma relativamente rápida y estable, es necesario contar con: computador con un procesador Core I7, Ryzen 7 o superior y suficiente espacio libre en la memoria de almacenamiento RAM, así como de conexión a Internet, especialmente durante la descarga de imágenes satelitales desde *Earth Explorer*.

A más de disponer de Microsoft Office (Word y Excel) y Zotero (gestión de referencias bibliográficas), para el estudio se empleó QGIS v.3.34 Prizren (versión más actual a la fecha), debido a que es un programa de acceso gratuito y de que una vez instalado no requiere de conexión a internet. Pero para el procesamiento, análisis de imágenes satelitales y cartográficas se pueden utilizar otros SIG como ArcGis, ENVI o *Google Earth Engine* si acaso, para este último, se cuenta con una conexión estable a internet.

2.2 Distribuciones de la cobertura vegetal del PNCC

Para delimitar la zona de estudio, se descargaron las capas base en formato shapefile del “Sistema Nacional de Área Protegida SNAP” y “Zona de amortiguamiento” contenidas en el tema “Demarcación” en la página Web oficial del MAATE (Link: <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>), para posteriormente, con el procesamiento realizado en QGIS: *Vectorial/Herramientas de proceso/Cortar*; extraer de las capas base, los polígonos correspondientes tanto al Parque Nacional Cotacachi Cayapas como de su zona de amortiguamiento.

Para determinar de manera preliminar la cobertura vegetal del PNCC se tomó como referencia la clasificación de “estrato de bosque nativo” proporcionada por el MAATE en la cartografía oficial base en formato *shapefile*, en la temática Sistema Nacional de Monitoreo de Bosque/Carbono por estrado de bosque.

Posteriormente, con los polígonos correspondientes tanto del PNCC como de su zona de amortiguamiento, siguiendo el procesamiento realizado en QGIS: *Vectorial/Herramientas de proceso/Intersección*; se delimitaron en la capa oficial base, los estratos de bosque que tiene la zona de estudio en dos capas tipo *shapefile*.

Una vez identificados los tipos de estratos de bosque nativo que contiene tanto el PNCC y su zona de amortiguamiento, en QGIS se hizo el procesamiento: *Vectorial/Herramienta de geoprocreso/Disolver*, con el campo “código” para agrupar todas las áreas correspondientes a un mismo tipo de categoría de estrato de bosque.

Finalmente, en QGIS se calculó en las dos capas, la superficie ocupada por cada uno de los estratos de bosque mediante el proceso: *Abrir tabla de atributos/Abrir calculadora de campos/Crear un campo nuevo*; y se colocó: el Nombre del campo “AreaBq(ha)”; el Tipo de campo “número decimal (real), Precisión “2” y la Expresión “\$area/10000”.

Al procesar la cartografía oficial del área protegida y su zona de amortiguamiento, se halló que, con relación a los estratos de bosque nativo publicados por el MAATE (2023), presentados en la Tabla 11, la zona de estudio contiene cuatro (4) tipos como se detalla en la Tabla 18.

2.3 Procesamiento de imágenes satelitales Landsat

Para el estudio se adquirieron siete (7) escenas Landsat de los años 1986, 2000, 2016, 2017 y 2021 (ver Tabla 14), las cuales fueron procesadas para mejorar su calidad empleando técnicas de teledetección y análisis en QGIS 3.34 Prizren, con la finalidad conocer el estado de la cobertura boscosa mediante la determinación de patrones de verdor derivados del cálculo del NDVI y hacer una aproximación del cambio de la cobertura vegetal del PNCC y su zona de amortiguamiento.

Aunque la resolución de las imágenes Sentinel es de 10 m, en comparación con las de Landsat, cuya resolución es de 30 m; para la zona de estudio se seleccionaron escenas de Landsat, debido a que presentaban un menor nivel de nubosidad y a que las imágenes Landsat 1-5 están disponibles desde julio de 1972, en cambio Sentinel 1 tiene datos disponibles recién a partir de octubre de 2014.

2.3.1 Descarga de imágenes satelitales

Para conocer el estado de la cobertura boscosa de la zona de estudio primeramente se ingresó al *Link*: <https://earthexplorer.usgs.gov/> para obtener las escenas de los diferentes años: 1986, 2000, 2010, 2016-2017 y 2021.

Se busca, filtrando las imágenes con los criterios: fecha, rango de cobertura de nubes, conjunto de datos por el tipo de satélite, *Path* 010 y *Row* 059 al 060.

De las diferentes escenas que presenta la plataforma *Earth Explore*, para la presente investigación se seleccionaron las imágenes con el menor nivel de nubosidad posible en las fechas que se detallan en la Tabla 14.

Tabla 14

Paquete de imágenes satelitales descargadas de Earth Explore

Fecha	Satélite/Sensor	Path/Row	Colección	Nivel	Bandas a procesar
1986-Nov-02	Landsat 5 TM	Path 010	2	1	1, 2, 3, 4, 5 y 7
2000-Feb-18	Landsat 7 ETM	Row 059 y 060			
2016-Nov-20	Lansat 8 OLI	010/060			2, 3, 4, 5, 6 y 7
2017-Ene-23	Lansat 8 OLI	010/060			
2021-Abr-24	Lansat 8 OLI	010/060			

Fuente: Earth Explorer - Link: <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

Elaboración propia

Se descarga la imagen satelital con toda la colección completa de bandas y sus metadatos. En caso de que una sola escena no abarque toda el área de estudio, como

ocurrió en la presente investigación con las escenas Landsat 5 y 7 que se usaron Row 059 y Row 060; se deberán descargar todas aquellas que la contengan.

El PNCC y su zona de amortiguamiento se encuentran en el sistema de referencia Datum WGS 84 / UTM Zone 17S, dentro las escenas Path 010-Row 059 y Row 060 del Landsat 5 y 7; y Row 060 en Landsat 8. Aunque *Earth Explorer* descarga la imagen en la zona 17N, al procesarlas posteriormente, como se detalla en el apartado 2.3.3, en el SIG se deben georreferenciar a la zona correspondiente, en nuestro caso Ecuador (zona 17S).

2.3.2 Enmascaramiento de nubes de las imágenes satelitales

Antes de realizar el análisis de cambio de cobertura terrestre, se enmascaró la cobertura de nubes en cada una de las imágenes descargadas de *Earth Explorer*, eliminando primeramente el mayor número posible de píxeles de cobertura de nubes.

En los apartados 2.3.4 y 2.3.5 se detallan los procesos que se implementaron para rellenar los píxeles a los cuales se les eliminaron las nubes y por ende carecen de datos.

Para los años: 1986, 2000, 2016, 2017 y 2021, se generó en QGIS un archivo en el cual se eliminaron los píxeles de las nubes. Para lo cual, en el SIG se cargó primeramente la capa tipo shapefile que contiene el polígono del área de estudio, en nuestro caso el PNCC y su zona de amortiguamiento y se realiza en proceso *Complementos/Cloud masking for Landsat products/Cloud Masking*, se selecciona la combinación de bandas (ver Tabla 8) deseada: a) Natural Color, b) False Color y c) Infrareds.

En este punto fue importante hacer un acercamiento a la zona de estudio en la imagen satelital, para realizar una interpretación visual con la finalidad de verificar el nivel de enmascaramiento de nubes que se ha procesado.

Para ajustar el enmascaramiento se volvía a la sección “Filters and Mask” y se ajustaban las opciones varias veces, hasta que se determinó el nivel de enmascaramiento deseado.

2.3.3 Reproyección al sistema de georreferencia y delimitar la zona de estudio

Se cambió en QGIS el sistema de referencia y a la vez se delimitó la zona de estudio mediante el proceso *Ráster/Proyecciones/Combar(reproyectar)*.

Se acotó al área de estudio la imagen ráster a la cual se le eliminó la nubosidad de cada uno de los años evaluados: 1986, 2000, 2016 y 2021, incluida la imagen del 23-ene-2017, para que los diferentes procesamientos efectuados a la imagen satelital no sean muy pesados y tomen mucho tiempo (es aconsejable en especial si el computador no tiene un procesador potente).

2.3.4 Unión de imágenes satelitales

Tanto para unir las imágenes Landsat 5 o 7, como para intentar rellenar los píxeles vacíos a los cuales se les eliminó las nubes en el apartado 2.3.2, con el uso de una capa base de un año cercano, con el menor nivel de nubosidad posible, se combinaron ciertas capas como se detalla en la Tabla 15:

Tabla 15
Combinación de imágenes satelitales y relleno de píxeles con capa base

Nº	Año	Satélite/Sensor	Combinación de capas	Bandas a procesar
1	1986	Landsat 5 TM	Row 059, Row 060 y capa base 2000	1, 2, 3, 4, 5 y 7
2	2000	Landsat 7 ETM	Row 059, Row 060 y capa base 2016-2017	
3	2016	Landsat 8 OLI	Row 060 y capa base 2017	2, 3, 4, 5, 6 y 7
4	2021	Landsat 8 OLI	Row 060 y capa base 2016-2017	

Fuente: Earth Explorer-Link: <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

Elaboración propia

Ejecutando el proceso: *Ráster/Miscelánea/Combinar*, en Parámetros seleccionar:

Capas de entrada: Se seleccionaron las capas a unir. Por ejemplo, en un primer proceso se seleccionaron las capas de Landsat 8, años 2016 y 2017 cuyas nubes fueron eliminadas. En los demás procesos de unión de capas se seleccionaron: a) las 2 escenas Landsat 5 (059 y 060) del año 1986 con la capa base 2000 y b) Landsat 7 año 2000 y 8 del año 2021 con la capa base del año 2016.

Una que se obtuvo la capa base del año 2016 del proceso anterior de unión de la capa del 2016 y 2017. De la misma manera, una vez que se han eliminado las nubes y reproyectado las dos escenas (059 y 060) de Landsat 5, se procedió a unir/combinar mediante *Ráster/Miscelánea/Combinar* ambas imágenes satelitales Landsat 5 que abarcan la zona de estudio junto con la capa base del año 2016 para intentar de rellenar los píxeles vacíos de nubes. Y el resto de imágenes Landsat 7 u 8 también se procedieron a unir/combinar con la capa base del año 2016 mediante *Ráster/Miscelánea/Combinar*.

2.3.5 Relleno de píxeles sin datos

Para rellenar aquellos píxeles que no tienen información en las bandas georreferenciadas y delimitadas a la zona de estudio, se ejecutó el proceso: *Ráster/Análisis/Rellenar sin datos...*; y en Parámetros se seleccionó Ejecutar como proceso por lotes.

En la opción Distancia máxima (en píxeles) a la que buscar valores a interpolar, se utilizó una distancia de 35 para la banda combinada de los años 2016 con 2017 y la cantidad de 45 para la imagen Landsat 5.

En la carpeta en donde se almacenaron las bandas rellenas se renombraron las capas conforme al número correspondiente a la banda la imagen satelital. Para Landsat 5 y 7 las bandas procesadas son 1, 2, 3, 4, 5 y 7; y para Landsat 8 son 2, 3, 4, 5, 6 y 7.

2.3.6 Corrección radiométrica y atmosférica

Para realizar la corrección radiométrica y atmosférica, se copiaron de la carpeta que contiene la información de la imagen ráster original descargada de *EarthExplore*, los archivos “MTL” a la carpeta que contiene las bandas con los píxeles rellenos. Y se ejecutó el proceso: *SCP/Preprocessing/Image conversión*.

En la opción Directory containing bands se seleccionó la carpeta que contiene las bandas con los píxeles rellenos con su numeración ajustada. Una vez incluidos los archivos “MTL” en la carpeta de las bandas con píxeles rellenos, se desplegó automáticamente en la sección “Metadata” el listado de las bandas y se aplicó la corrección atmosférica DOS1.

2.3.7 Cortar la imagen satelital (ráster) con el polígono de la zona de estudio

Se cargaron en QGIS las bandas corregidas de la imagen ráster en el proceso anterior y el polígono tipo shapefile de la zona de estudio. Y se efectuó el proceso *Ráster/Extracción/Cortar ráster por capa de máscara*, y en Parámetros se seleccionó Ejecutar como proceso por lotes.

2.4 Estado de la cobertura vegetal del PNCC y su zona de amortiguamiento

Se utilizó la plataforma del QGIS para, en primer lugar, calcular el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de la zona de estudio de los años 1986, 2000, 2016 y 2021, a partir de cada una de las imágenes procesadas en el acápite 2.3 y posteriormente se realizó una clasificación del NDVI para determinar patrones de verdor, estimar la superficie boscosa y valorar su estado.

2.4.1 Cálculo del NDVI

Para calcular el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), de acuerdo a su fórmula, como se detalló en la sección 1.2.2 del capítulo segundo, se requirieron de dos bandas correspondientes a: el rojo visible (RED) y al infrarrojo cercano (NIR).

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Para estimar el NDVI de cada año de interés 1986, 2000, 2016 y 2021, se cargaron en QGIS las bandas de la zona de estudio, obtenidas en el acápite 2.3 y se realizó el siguiente proceso: *Ráster/Calculadora ráster*.

De la sección “Operaciones” se seleccionaron los símbolos y de “Bandas ráster” las dos bandas correspondientes a la fórmula del NDVI. Para el cálculo del índice con Landsat 5-7 la fórmula es $(B4-B3)/(B4+B3)$ y con Landsat 8 es $(B5-B4)/(B5+B4)$.

La nueva banda que se creó en el QGIS, correspondiente al NDVI tiene un rango de valores entre -1 a +1, ver resultados en la Tabla 18, sección 1.1. del capítulo cuarto.

2.4.2 Clasificación del NDVI y estimación la superficie boscosa

Para realizar una clasificación del NDVI y determinar patrones de verdor resultante de cada uno de los años 1986, 2000, 2016 y 2021 y posteriormente obtener el área de la cobertura vegetal; se cargó en el QGIS la capa del NDVI del año a ser clasificado obtenido en el acápite 2.4.1.

El procedimiento en QGIS para la clasificación es: Propiedades/Simbología”, en la sección Representación de bandas se seleccionó Tipo de redenzador: Pseudocolor monobanda. En la sección Configuración de valores mín/máx se seleccionó:

Rampa de color/Crear nueva rampa de color. En el menú emergente “Tipo de rampa de color” seleccionar “Catálogo: cpt-city”.

En el menú contextual “Rampa de color cpt-city”, desplegar QGIS y se seleccionó “grass”/”ndvi”. Y se clasificó en cinco (5) intervalos iguales de -1 a +1.

Hasta este punto se obtuvo una clasificación de acuerdo con el valor del rango del NDVI, pero estos intervalos fueron ajustados para diferenciar la cobertura de vegetación en un rango de >0,6 a +1 con el siguiente procedimiento:

En Procesos/Caja de herramientas se seleccionó “Reclasificar por tabla”, se ingresó la capa NVDI del año a reclasificar conforme los datos de la Tabla 16.

Tabla 16
Reclasificación del NDVI en QGIS

	Mínimo	Máximo	Valor
1	-1	0	0
2	0	0.2	1
3	0.2	0.4	2
4	0.4	0.6	3
5	0.6	1	4

Fuente: J. Brown (2018). USGS: NDVI, *the Foundation for Remote Sensing Phenology*
Elaboración propia

De esta manera se creó en QGIS una nueva capa que muestra los patrones de verdor para la diferenciación de los tipos de coberturas en la zona de estudio, cuyas clases van de 0 a 4.

La clasificación se consideró tomando como referencia principalmente la información de la publicación del USGS, la cual indica que: a) la nieve, áreas de infraestructura, arena y roca generalmente dan lugar a valores de NDVI muy bajos (0,1 o menos); b) cultivos senescentes, pastizales y arbustos suelen mostrar valores moderados de NDVI (0,2 a 0,5) y, c) los valores altos de NDVI (aproximadamente 0,6 a 0,9) corresponden a una vegetación densa como la que se encuentra en los bosques templados y tropicales o en cultivos en su etapa máxima de crecimiento (J. Brown 2018).

La Tabla 17 muestra la asignación del nombre y tonalidad que se le asignó a cada uno de los rangos resultantes de la reclasificación del NDVI.

Tabla 17

Reclasificación del NDVI en patrones de verdor por tipo de cobertura

	Clasificación	Rango	Rampa de colores
4	Vegetación muy densa y muy vigorosa	0.6-1.0	
3	Vegetación abundante y/o vigorosa	0.4-0.6	
2	Vegetación dispersa y/o poco vigorosa	0.2-0.4	
1	Suelo sin vegetación o vegetación muerta	0-0.2	
0	Agua, cubiertas artificiales, nubes, nieve, etc	-1,0-0	

Fuente: J. Brown (2018). USGS: NDVI, *the Foundation for Remote Sensing Phenology*
Elaboración propia

Para obtener el área en hectárea de cada una de las coberturas con las que se reclasificó al NDVI, se seleccionó Procesos/Caja/”r.report”, en Ráster layer(s) to report on: se seleccionó la capa del NDVI reclasificado y Units: h (correspondiente a hectáreas). Ver resultados en la Tabla 20, sección 2.1 del Capítulo tercero.

Adicionalmente se creó una capa exclusiva del intervalo correspondiente a la clasificación tipo 4 que corresponde a vegetación muy densa y muy vigorosa, al seleccionar Ráster/Calculadora ráster, ingresar la capa del NDVI clasificado y digitar símbolo “=” (igual), número 4 (cuatro), ver imágenes resultantes en la sección 2 del Capítulo tercero.

2.5 Estimación del cambio de cobertura del PNCC, periodo de 1986 al 2021

Para estimar la tasa de cambio de la cobertura, se utilizó la siguiente fórmula empleada por la FAO (1996) citado en Mayorga et al. (2002):

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1$$

Donde δ_n es la tasa de cambio (para expresar en % se debe multiplicar por 100); S_1 = superficie al comienzo del período, S_2 = superficie al final del período y n = número de años entre las dos fechas para un período dado, ver resultados en la Tabla 21, sección 2.2 del Capítulo tercero.

3 Estimación del carbono almacenado en el PNCC

Para alcanzar el tercer objetivo de la presente investigación, se obtiene una ponderación del carbono almacenado de cuatro (4) tipos de estrato de bosque nativo que integran el bosque húmedo tropical, para llegar a una aproximación de la cantidad de carbono almacenado con relación al estado de la cobertura vegetal en este ecosistema forestal, durante los años evaluados.

Se ponderó el área total ocupada por cuatro (4) estratos de bosque nativo que conforman la superficie boscosa tanto en el PNCC (88,19 %) como de su zona de amortiguamiento (65,43 %) (ver Tabla 18).

En el área de estudio predomina la cobertura boscosa, siendo la categoría n.º 4 del NDVI-Vegetación muy densa y muy vigorosa la que cubre en promedio el 92,40 % de su superficie (ver Tabla 20), por lo que, al ser la de mayor extensión, sería la que aportaría principalmente al almacenamiento de carbono.

El dióxido de carbono (CO₂) equivalente es la medida métrica empleada para contrastar las emisiones de diferentes gases de efecto invernadero (GEI), con base en el potencial del calentamiento global de cada uno de estos gases (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2016, 183).

Por lo tanto, el CO₂ equivalente resulta de la multiplicación de las toneladas (almacenadas u emitidas) del GEI, por el potencial de calentamiento global, cuyo factor para un ecosistema forestal, de acuerdo al IPCC citado en Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016, 183) es $44/12 = \sim 3,67$ (resultante de dividir el peso atómico de una molécula de CO₂, para el peso específico del carbono).

Es decir, se multiplica este factor para estimar la cantidad de CO₂ evitada de ser emitida por un proceso de deforestación de un determinado sistema forestal que almacena cierta cantidad de toneladas de carbono al mantenerse conservado.

En la sección 3 del Capítulo tercero se presentan los resultados de las estimaciones del carbono almacenado por cada tipo de estrato de bosque nativo que contiene la zona de estudio y en el acápite 3 del Capítulo cuarto, se dan a conocer las variaciones en el almacenamiento de carbono de la zona boscosa.

Capítulo tercero

Estado de la cobertura vegetal del PNCC

En este capítulo se da a conocer información sobre la Ecorregión Terrestre Chocó-Darién-Ecuador Occidental como *hotspot* de biodiversidad y se hace una aproximación a las principales presiones a las que se encuentra expuesto el territorio en donde se localiza la zona baja del PNCC.

Para posteriormente en la sección segunda se presentan los resultados de la estimación de la tasa de cambio anual de la cobertura vegetal del bosque húmedo del PNCC y su zona de amortiguamiento, obtenidos a través de los patrones de verdor de tres (3) periodos comprendidos entre: 1986–2000; 2000–2016 y 2016–2021.

Y finalmente la tercera sección muestra la cantidad aproximada de carbono almacenado en el bosque húmedo tropical del PNCC y su zona de amortiguamiento.

1. Bosque húmedo tropical de la zona de estudio

La mayoría de las especies de flora y fauna habitan en los bosques. Según el reporte “La situación de los bosques del mundo 2020: Bosques, biodiversidad y personas” el 80 % de las especies de anfibios, el 75 % de las especies de aves y el 68 % de las especies de mamíferos viven en los bosques (FAO 2022).

En el país se encuentran dos puntos calientes (*hotspots*) de biodiversidad, los denominados “Andes Tropicales” y “Chocó-Darién-Ecuador Occidental” (Myers et al. 2000; Shi et al. 2005), el presente estudio se centró en el segundo *hotspots*.

1.1 Importancia del área de estudio para la conservación de la biodiversidad

El Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) es considerado como una de las áreas de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad en el Chocó Ecuatoriano (CEPF 2008, 1; Ministerio del Ambiente y Agua 2020).

Se reconoce a Tumbes-Chocó-Magdalena como un corredor con un muy alto grado de diversidad y endemismo (CEPF 2005; W. Palacios y Jaramillo 2016). Esta

diversidad incluye más de 9000 especies de plantas vasculares, de las cuales un 25 % (2250) son endémicas (CEPF 2005), 830 spp. de aves (10,2 % endémicas), 235 spp. de mamíferos (25,5 % endémicas), 350 spp. de anfibios (60 % endémicas) (W. Palacios y Jaramillo 2016).

En este corredor se ubica la Ecorregión Terrestre del Chocó-Darién, que abarca desde la parte sureste de Panamá, a lo largo de las partes occidentales de Colombia y Ecuador, hasta el noroeste del Perú (Rangel-Ch 2004).

Dentro de la misma, está la región biogeográfica de Chocó (el Chocó), reconocida internacionalmente como uno de los 36 *hotspots* de biodiversidad en el mundo.

“Los *hotspots* de biodiversidad contienen al menos 1500 especies de plantas que no se encuentran en ningún otro lugar y han perdido al menos el 70 % de su extensión de hábitat original” (Mittermeier et al. 2004).

1.1.1 Principales características de la biodiversidad

Se considera que el Chocó Colombiano es el sitio de mayor diversidad florística en el Neotrópico (CEPF 2005). Y se calcula que el Chocó Ecuatoriano mantiene a un 25 % de la flora del país, o aproximadamente 6.300 especies de plantas, el 13 % del 20 % de especies endémicas (W. Palacios y Jaramillo 2016).

La región también alberga a más especies de palmeras que cualquier otra parte del mundo (CEPF 2005; 2008).

De acuerdo al MAATE (2022), el PNCC posee un humedal de código Ramsar N° ECU1292, designado el 12 de junio de 2003 y el área protegida tiene un nivel “Muy alto” como zona prioritaria de conservación, con un 3,92 % y es considerada como un ecosistema con una alta fragilidad.

La variedad de ecosistemas en la Ecorregión Terrestre del Chocó-Darién-Ecuador Occidental ha dado origen a la biodiversidad presente y a un alto grado de endemismo. Las montañas atrapan el aire húmedo proveniente de la costa y contribuyen a la supervivencia de los bosques: a) Húmedo Tropicales y b) Muy Húmedo Premontanos (Ministerio del Ambiente y Agua 2020).

Muchas familias, géneros y especies parecen limitarse naturalmente a elevaciones inferiores a 2.300-2.500 metros. Una elevada cantidad de las especies endémicas en este lugar tienen zonas de distribución muy reducidas, lo que las hace especialmente vulnerables a la extinción (CEPF 2005).

Las cumbres se encuentran cubiertas por vegetación húmeda y muy húmeda. Este tipo de vegetación húmeda se extiende a lo largo de la frontera entre Colombia y Ecuador. Sin embargo, la misma disminuye a elevaciones de entre 300 y 900 metros cerca de la frontera entre Perú y Ecuador (Ministerio del Ambiente y Agua 2020). La zona costera del Ecuador en el noroeste, sin embargo, constituye una extensión del Chocó Colombiano y contiene bosques lluviosos húmedos y la correspondiente flora especializada (W. Palacios y Jaramillo 2016).

La parte ecuatoriana de la región del Chocó es la que se encuentra en mayor peligro. Sólo queda un 2% del bosque original de las tierras bajas. Los bosques Húmedo Tropicales son las zonas de vida menos protegidas en las reservas existentes, y son las áreas más fragmentadas y deforestadas de la región (CEPF 2005).

Las reservas en la provincia de Esmeraldas, por ejemplo, no incluyen los bosques Húmedo Tropicales y muy húmedos inferiores a 300 metros. Sin embargo, estos bosques son de interés, ya que dan refugio a la biodiversidad y concentraciones de especies endémicas amenazadas (CEPF 2005).

Los últimos fragmentos bien conservados de bosques costeros se encuentran en la zona de amortiguamiento al noroeste de la Reserva Étnica Awá y en la cuenca alta de los Ríos Onzole y Cayapas. Al igual que los bosques en Esmeraldas del norte, aquellos de la cordillera alrededor de Mache Chindul son los últimos fragmentos razonablemente extensos de Bosques Húmedo Tropicales Premontanos en el oeste del Ecuador. Colectivamente, estos bosques primarios ocupan no más de 189.000 ha (CEPF 2005).

Palacios y Jaramillo (2016) y Sierra (1999) determinan que la deforestación es una de las principales amenazas a la biodiversidad en la región.

En función de lo planteado, Dinerstein et al. (1995, 96) manifiestan que el bosque del Chocó es afectado debido a la expansión de la frontera agropecuaria, los asentamientos humanos no planificados asociados a la construcción de vías, la minería, la explotación de vida silvestre, y el cultivo ilegal de coca.

Las actividades predominantes que pueden llegar a tener relación con la pérdida del bosque nativo de la zona de estudio y la presión ejercida en el territorio se tratan con detalle en el siguiente acápite 1.2 de este capítulo.

Del proceso realizado en la sección 2.2 del Capítulo segundo, como se detalla en la Tabla 18, se determina que en el bosque húmedo tropical del área de estudio existen cuatro (4) tipos de estratos de bosque nativo (códigos: BSVTB, BSVAP, BSVAM y

BSVCA), cuya superficie se estima en ~229.936 ha en el PNCC y ~146.126 ha en su zona de amortiguamiento.

Tabla 18
Estratos del bosque húmedo tropical del PNCC y su Zona de amortiguamiento

N°	Código del estrato	Tipo de estrato de bosque nativo	Superficie (ha)				Porcentaj
			PNCC	%	Zona de amortiguamiento (ZA)	%	PNCC + ZA (%)
1	BSVAM	Bosque siempre verde andino montano	96.079	42	61.439	42	42
2	BSVAP	Bosque siempre verde andino pie montano	120.607	52	41.766	29	41
3	BSVCA	Bosque siempre verde andino de ceja andina	4.189	2	6.548	4	3
4	BSVTB	Bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó	9.061	4	36.374	25	14
Superficie de zona boscosa			229.936	100	146.127	100	100
Porcentaje cobertura vegetal			88		65		77
5	NB	No Bosque + No datos	31.025		77.960		
Total zona boscosa mas no boscosa			260.961		224.086,91		

Fuente: Mapa interactivo, Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023)
Elaboración propia

En la siguiente sección se abordan los principales factores que inciden en el cambio de uso de suelo en el territorio donde se localiza la zona baja del PNCC que contiene el ecosistema de Bosque Húmedo Tropical.

1.2 Cambios de uso del suelo del bosque nativo

De acuerdo a Ribadeneria y Morales (2020, 15), en las áreas protegidas y sus zonas aledañas existe una evidente presión sobre los recursos naturales que deviene, entre otros aspectos, en amenazas a la conservación de la biodiversidad y en la fragmentación de los ecosistemas.

Esta sustitución de bosque en el país es provocada especialmente por la apertura de carreteras, expansión de la frontera agrícola, ganadera, maderera, minera y petrolera, grandes obras de infraestructura, quemas y extensión de áreas urbanas (Crespo y Greene 2022).

En 1990 el Ecuador tenía una remanencia forestal nativa de 68 %. Entre 1990 y 2018 la remanencia de los bosques nativos del Ecuador se redujo a 56 %. A fines de este período la remanencia de los bosques en la región de la Costa era de apenas del 27 % (Sierra, Calva, y Guevara 2021, 23).

Sierra, Calva y Guevara (2021) señalan que, la deforestación de los bosques siempreverdes de tierras bajas en la provincia de Esmeraldas se aceleró en la década de 1960 a lo largo del eje vial Santo Domingo-Esmeraldas, y, desde aquí, hacia el sureste en

los 1970s y al noroeste a partir de los 1980s. Para inicios de la década de los 80s, el 60 % de los bosques de la Costa ya habían sido transformados a otros usos.

De acuerdo ECOLAP y MAE (2007, 42) y MAE (2007) entre las principales actividades antrópicas que han impactado de forma negativa al PNCC se encuentran: explotación maderera, avance de la frontera agrícola, cacería indiscriminada, minería, turismo intensivo y obras de infraestructura.

En los siguientes acápite se abordan cuatro factores de presión (tráfico de tierras, explotación maderera, expansión agropecuaria y minería) relacionados con el cambio de uso del suelo en el territorio donde se localiza la zona baja del PNCC que contiene el ecosistema de Bosque Húmedo Tropical.

1.2.1 Tráfico de tierras

En el país existen problemas y situaciones irregulares de tenencia de la tierra debidas a vacíos o errores en los instrumentos legales (Resoluciones, Acuerdos Ministeriales, etc.), incompatibilidad de escala de mapas o levantamientos en campo, así como inexactitud de las adjudicaciones efectuadas por el ex Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización (en adelante IERAC) o por el Instituto Nacional de Desarrollo Agrario (en adelante INDA), hoy representados por la Subsecretaría de Tierras del Ministerio de Agricultura y Ganadería (en adelante MAG) (Ribadeneira y Morales 2020).

Respecto al marco jurídico, la Ley Orgánica de tierras rurales y territorios ancestrales, el Código Orgánico del Ambiente (CODA) y su reglamento establecen mandatos para la regularización de tierras en áreas protegidas (MAATE 2022, 78).

Ribadeneira y Morales (2020) dan a conocer que en el PNCC hay 49 propiedades con 17.565 ha en conflicto de tenencia y 35 predios de Socio Bosque aledaños al área protegida con 3.202 ha en conflicto.

Según Minda (2004, 15) en comunidades cercanas a áreas protegidas de la provincia de Esmeraldas, continuamente se registran invasiones y disputas territoriales ocasionadas por el acceso y manejo a los recursos forestales.

Por un lado, personas que, al ya no tener bosques cercanos para talar y vender, invaden los terrenos de los vecinos produciéndose controversias.

Y dentro de este orden de ideas, también se presentan conflictos cuando las empresas madereras intentan arrendar el bosque de las comunidades locales para

explotarlo por un tiempo determinado, a cambio de proveer ciertos servicios sociales como la construcción de infraestructuras para educación, salud o la apertura de vías, como ha sido el caso de las comunidades Chachi del Encanto, Capulí y Gualpí (Minda 2004, 15). Una situación similar se genera con las empresas mineras (Cisneros 2014).

Con relación a la problemática expuesta, mediante memorando n.º MAE-DPAE-2016-1280 de 17 de octubre de 2016, la Dirección Provincial del Ambiente de Esmeraldas solicitó la aprobación de la propuesta de ampliación de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas, con la finalidad de proteger una amplia superficie boscosa de la amenaza de deforestación, debido al tráfico de tierras que se estaba presentado en sectores de los Bloques 10 y 11 del Patrimonio Forestal del Estado, ubicados en la provincia de Esmeraldas (Ministerio del Ambiente 2017).

1.2.2 Explotación maderera

Una de las principales fuentes de ingresos económicos de la provincia de Esmeraldas es la producción de madera (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2007, 52).

Se estima que, entre el 55 % y 80 % de la madera consumida en el país, es extraída de la provincia de Esmeraldas, en especial de los cantones Eloy Alfaro y San Lorenzo, en los cuales se localiza la zona baja del PNCC y su zona de amortiguamiento con sus bosques húmedos tropicales (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2007, 51).

Con la apertura de las vías de acceso, en especial por la construcción del ferrocarril que conducía a San Lorenzo, el Estado Ecuatoriano propuso la integración de la región norte de Esmeraldas al circuito de producción forestal a escala nacional e internacional y promulgó en 1966 la Ley de Concesiones Forestales (Minda 2004).

Amparado en esa figura legal, el Estado entregó 14 concesiones forestales en el noroccidente del Ecuador, convirtiendo a la provincia de Esmeraldas en un centro de producción de madera, y así se consolida en la región la deforestación intensiva con fines comerciales (Minda 2004).

Bajo esta perspectiva, las empresas madereras buscaron estrategias para ampliar las fronteras extractivas e intervinieron los territorios de comunidades locales a través de la firma de contratos directos de explotación o de arrendamiento del territorio, para tener un mayor acceso, ofreciéndoles a cambio: carreteras, indemnizaciones por los daños, además de puestos de trabajo para la población en los aserraderos (Minda 2004).

La Industria Forestal Cayapas fue una de las empresas que logró concesiones para la explotación de 212.699 ha. Entre las cláusulas de los contratos de concesiones los madereros se obligaban a reforestar, pagar la tasa de pie de monte y derechos superficiarios; obligaciones que no fueron cumplidas y que tampoco ocasionaron sanciones por parte de la entidad Estatal, esta última a cargo de regular y hacer cumplir los contratos (Celi 2020).

En la década de 1983 a 1993, la tala se incrementó sustancialmente en la provincia de Esmeraldas, triplicando los valores de deforestación registrados hasta la década de los 80`s. El factor desencadenante de este proceso fue la construcción de la carretera Esmeraldas-Borbón, que facilitó el transporte de madera por vehículo hacia la ciudad de Quito (Minda 2004).

Las industrias madereras de San Lorenzo y Borbón se fortalecieron en estos centros poblados y dinamizaron su economía a través del establecimiento de aserraderos que completaban el círculo de la tala del bosque con fines comerciales, dando cabida además a la formación de redes de comercialización y a la migración de colonos provenientes de otras ciudades del país (Minda 2004).

A partir de 1993, se genera un nuevo proceso de deforestación en el Norte de Esmeraldas causado por apertura de vías secundarias y la consolidación del tramado vial de primer orden, que permitió una mejor accesibilidad y la explotación de forma intensiva. “La red vial responde a las demandas de integración de las propias comunidades locales, que han sido sin duda el motor para la tala del bosque con fines comerciales” (Minda 2004).

Según Celi (2020) durante el año 2015 los dirigentes del centro Chachi Gualpi negociaron con madereras, beneficiándose con la construcción del tramo Gualpi-Chontaduro, que permite la conexión con el poblado Cristóbal Colón y Quinindé. La construcción del tramo Gualpi-Chontaduro utiliza como referencia una trocha sobre la cual se establecieron los procesos de titulación de tierras con el ex IERAC, denominada la “pica madre”. Este camino vecinal permite el acceso a seis centros Chachis, por lo que la ampliación de ésta vía podría dar lugar a procesos de deforestación masivos que no solo afectaría a Gualpi sino también al resto de comunidades chachis colindantes.

Las empresas madereras al mismo tiempo se benefician de la construcción de las vías que ofertan, porque estas facilitan la movilización del material aserrado. Sin embargo, estos caminos no son duraderos ni pavimentados, únicamente suelen ser la apertura de vías poco transitables y utilizadas temporalmente, especialmente en época de

verano, por lo que, su mantenimiento es realizado solo hasta que la compañía abandona el área de intervención, luego de haber extraído las especies maderables de interés, cotizadas en el mercado (Celi 2020).

En los contratos, las madereras condicionan a los pobladores de la localidad a expender el recurso en trozas, liberando así a la empresa de gestionar los permisos para la tala, de incurrir en riesgos de corte y, además, de los costos de arrastre y transporte de la madera hasta los puntos de acopio (Celi 2020).

1.2.3 Expansión agropecuaria

Los cultivos permanentes en el país como: la caña de azúcar, el banano, el cacao y palma africana son los de mayor producción a nivel nacional con una superficie plantada de 1'380.405 ha al 2023 (INEC 2024).

Al 2015 el cultivo de palma africana ocupaba el 20,4 % de la superficie plantada (INEC 2024).

Al 2020, el cacao con 82.448 ha, es el segundo cultivo permanente con la mayor superficie plantada en la provincia de Esmeraldas, con una producción anual de 30.504 Tm. Entre los principales cultivos transitorios se encuentran el maíz (1.746 ha) y la yuca (114 ha). Y el ganado vacuno con 305.514 cabezas, lidera el sector pecuario en esta provincia, seguido del porcino con 38.381 cabezas (INEC 2024).

Del área plantada de palma africana (256.854 ha) en el país al 2020, la provincia de Esmeraldas concentró la mayor superficie de este cultivo con el 39,49 % (101.442 ha), con una producción nacional de 27,24 % (666.396 Tm); seguida por la superficie plantada de Los Ríos con el 21,02 % (54.001 ha) y en tercer lugar Sucumbíos con 13,43 % (34.488 ha) (INEC 2024).

Se debe resaltar que, en el año 2015, la provincia de Esmeraldas concentraba el 57 % de la producción nacional de palma africana, con el 50 % de la superficie plantada de cultivos permanentes (INEC 2024; Jhorman 2022).

Por lo que procede el análisis de la información (ver Tabla 3) reportada por el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023), el mismo que indica que, a nivel general, la deforestación neta anual en un lapso de sólo tres años (2014-2016), mucho más corto que el periodo anterior (2008-2014), ascendió de 47.497 ha/año a 61.112 ha/año.

La expansión de palma africana apoyada desde 1961 por el Ministerio de Fomento, sería implementada en el Ecuador por el INIAP desde 1963, dirigida por los intereses de la “modernización agraria” del contexto internacional (Jhorman 2022).

El cultivo se localizó inicialmente en la Costa, aprovechando las tierras abandonadas por las plantaciones bananeras debido a la enfermedad de Panamá, y después en la región amazónica con la implementación de la Tercera Ley de Reforma Agraria (1979) orientada a la expansión de la frontera agrícola, con la colonización de las denominadas tierras vacías (Little 1992).

El cultivo de palma fue promovido por un Estado incipiente, controlado por el ejército y financiado con créditos del Banco Nacional de Fomento (BNF), que distribuiría a nivel nacional los créditos internacionales del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) para la expansión de la palma, el trigo y la ganadería lechera (Chamorro 2023).

El monopolio en la agroindustria se evidencia al Chamorro (2023) señalar que, en 1970, tres de las siete personas que recibieron créditos para el cultivo de palma africana eran dos coroneles y un general del ejército. A su vez, empresarios multimillonarios (entre ellos Antonio Granda Centeno y Fidel Egas Grijalva) con cargos directivos en ANCUPA, que protagonizaron la expansión de la palma aceitera, ocuparían posteriormente un rol central en sectores como las comunicaciones (Teleamazonas), finanzas (Banco Pichincha, Diners Club).

La expansión de la palma africana inició con 20.000 ha, distribuidas por el Estado a empresas privadas nacionales como (Palmoriente y Palmeras del Ecuador), las mismas que posteriormente se fusionaron con dos empresas internacionales, creando así un complejo oligopolio agroindustrial (Cuvi y Urriola 1988).

En el año 2002, mediante el Decreto Ejecutivo 2961, enfocado especialmente a la expansión de la frontera agrícola, el presidente Gustavo Noboa asignó 50.000 ha para el cultivo de palma africana, que incluían tanto tierras ancestrales (de los pueblos afro y awá), así como del patrimonio forestal del Estado (Viola 2011). En ese contexto, la palma se convertiría en un sector estratégico para la agroindustria ecuatoriana.

A partir del 2020, la producción de palma de aceite se ha visto favorecida con el Reglamento y la Ley Orgánica de Simplificación y Progresividad Tributaria, que implica una disminución de la carga impositiva mediante simplificaciones tributarias, misma que permite a los palmicultores beneficiarse del impuesto único agropecuario. (Ministerio de Agricultura y Ganadería 2020). Sin embargo, ni la producción ni las exportaciones de este *commoditie* se ha recuperado a los niveles anteriores a 2016 (INEC 2024).

El monocultivo de palma de aceite se ha consolidado principalmente en el cantón San Lorenzo, causando serios impactos con relación a la deforestación, no solo por la forma de establecimiento del cultivo, en donde se debe realizar una tala rasa del bosque, lo que fragmenta el ecosistema boscoso, sino también por los conflictos socioambientales que se originan en las comunidades al contaminar las fuentes hídricas o apropiarse de tierras comunales (Celi 2020).

El III Censo Nacional Agropecuario señala que el 0,9 % de los propietarios con más de 200 ha poseían el 52 % de la tierra, mientras que el 43 % con menos de 5 ha poseía apenas el 4,1 %, lo que implica un desigual acceso a la propiedad que ha conllevado a la conversión de sistemas de producción tradicionales y la división de la organización del trabajo, así como a la pérdida de los territorios donde habitaban los agricultores de tamaño intermedio y pequeño (Landívar, Jácome, y Macías 2011).

Las zonas en donde se ha instaurado la expansión de palma africana se caracterizan por el conflicto social y la violencia, como indica el caso del cantón San Lorenzo en Esmeraldas, y de la cuenca media del río Guayas en Quevedo (Landívar, Jácome, y Macías 2011).

Lapierre y Macías (2019) y Moreno (2019) manifiestan que, en la provincia de Esmeraldas, la expansión de actividades extractivas (madera, palma y oro), ha significado la venta o entrega directa de miles de hectáreas a empresas inescrupulosas, en muchos casos a través de acciones fraudulentas que han operado mediante la violencia, cooptación de líderes locales y amenazas.

1.2.4 Minería

El 9 % del territorio ecuatoriano está concesionado para actividades mineras (23343 km²) (WCS, FZS, y FCDS 2020, 19). Y de acuerdo al último censo minero, existen 1349 labores mineras artesanales, y se calcula un número similar de actividades ilegales (WCS, FZS, y FCDS 2020, 12).

Se ha constatado presencia de actividad minera en tres corredores de elevada biodiversidad, priorizados por el CEPF (Fondo de Alianzas para los Ecosistemas Críticos): a) Cotacachi-Awá, b) Noroeste de Pichincha y c) Cóndor–Kutukú–Palanda (WCS, FZS, y FCDS 2020, 19).

En estos corredores existen 810 concesiones mineras metálicas, que equivalen al 36 % de su superficie (10.234 km²). El 67 % de las concesiones ubicadas en esta zona

están dirigidas a minería industrial o gran minería. En el año 2020 existían 171 derechos otorgados a 24 empresas para la fase de explotación y dos proyectos ya habían iniciado esta fase en el sur del país (CEPF 2021, 132).

Sin embargo, el 65 % de estas concesiones mineras están en áreas claves de biodiversidad prioritaria: 226 concesiones mineras se ubican en lugares con una cantidad elevada de especies endémicas y 196 concesiones mineras están en lugares con un alto número de especies amenazadas (CEPF 2021, 132).

Hay más de 1100 especies, entre aves, mamíferos, reptiles y anfibios, de las cuales 28 especies están en peligro crítico y 62 especies en peligro, las mismas que habitan en su gran mayoría en el centro de los corredores Cotacachi-Awá y Noroeste de Pichincha (CEPF 2021, 132).

En esta zona, además, se asientan cuatro nacionalidades indígenas: al norte los Kichwas, Awá y Chachi, y al sur del país la etnia Shuar (WCS, FZS, y FCDS 2020, 19).

También se determinó que 3768 km² de minería legal y el 48 % de las actividades mineras ilegales se desarrollan dentro de áreas protegidas (WCS, FZS, y FCDS 2020, 19).

Las zonas con mayor presencia de minería ilegal recurrente son: El Parque Nacional Cotacachi Cayapas y la Reserva Ecológica Cayapas-Mataje en Esmeraldas (Cisneros 2014, 156); y el Parque Nacional Podocarpus, el Bosque Protector Alto Nangaritza, y la Reserva de Vida Silvestre la Zarza, ubicados en Zamora Chinchipe (WCS, FZS, y FCDS 2020, 19).

Adicionalmente, se encontraron nueve actividades de minería ilegal cercanas a fuentes de agua (ríos, lagunas, humedales y pozos), además de tener presencia sobre los ríos Palabí, Mira, San Juan, Tululbí, Cachabí, Bogotá, Cayapas, Santiago, Zapallo, Barbudo y Canandé (WCS, FZS, y FCDS 2020, 19).

De acuerdo a Lapierre (2011), se estimó una deforestación de 140 mil ha, en el año 2011, en los cantones Eloy Alfaro y San Lorenzo de la provincia de Esmeraldas, así como contaminación de diversos ríos (Rebolledo y Jiménez 2012), producto de la minería ilegal.

Se desconoce el número de personas que puedan dedicarse a la extracción de minerales; sin embargo, para tener al menos una idea de este panorama, se presenta el caso de la provincia de Esmeraldas, en donde un aproximado de 2000 personas son las que se dedican a la minería artesanal e informal (WCS, FZS, y FCDS 2020, 12).

En videos elaborados por el Ministerio de Coordinación de la Seguridad (MICS) bajo el título “La Tragedia de la Minería Ilegal”, se presentan zonas de los cantones San

Lorenzo y Eloy Alfaro, del norte de la provincia de Esmeraldas, donde la explotación minera clandestina ha significado la destrucción de ríos en comunidades nativas (Cisneros 2014, 147).

Cisneros (2014, 156) manifiesta que en Esmeraldas y Zamora Chinchipe, los relaves, colas y arenas se descargan directamente en las quebradas y ríos, estos en algunos casos atraviesan o desembocan en áreas protegidas. Considerando que la explotación minera metálica se limita a la obtención del oro, las arenas residuales que se descargan en los ríos estarían contaminándolos por sus altos contenidos de metales, sulfuros y sulfatos.

Sobrevuelos realizados desde 2010 en Esmeraldas muestran que el 80 % de las riberas en las zonas donde existe minería ilegal, están deforestadas y contaminadas con depósitos de relaves (Cisneros 2014, 156).

La falta de actualización periódica de la información del catastro minero nacional con las capas de información geográfica del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y Patrimonio Forestal ha permitido que se otorguen áreas mineras sobre posicionadas con espacios prioritarios de conservación, poniendo en riesgo su biodiversidad.

Mediante oficio N° ARCOM-ARCOM-2017-0899-OF de 26 de junio de 2017, la Agencia de Regulación y Control Mineo, certifica que en la “Ampliación C. Colón” existe el área minera “MARTHA BEATRIZ” código 402052 registrada en el Catastro Nacional como inscrita y vigente, que interseca en la zona sur del Parque Nacional Cotacachi Cayapas.

Adicionalmente, se planea instaurar el primer bloque de explotación minera de oro cercano a la zona baja del PNCC, en el área de amortiguamiento que se extiende desde la zona de San José hasta Corriente Grande (ECOLAP y MAE 2007, 42).

A su vez, en el recinto Playa de Oro, una empresa minera ha sugerido la adquisición de tierras en la Reserva de Tigrillos (ECOLAP y MAE 2007, 42).

Y se encuentran dos concesiones en las zonas que abarcan el río Santiago, específicamente en Playa de Oro, parroquia 5 de Junio, y en los márgenes de los ríos Cayapas y Bravo (Aldás 2019, 42).

2. Patrones de verdor del PNCC a través del NDVI

En la Tabla 19 se enlistan los valores máximos y mínimos del NDVI de los cuatro (4) años evaluados en el presente estudio.

Tabla 19
Valores del NDVI por año

N°	Año	Máximo	Mínimo
1	1986	1,0	-1,0
2	2000	1,0	-1,0
3	2016	0,88	-0,42
4	2021	1,0	-0,84
Promedio		0,97	-0,81

Fuente y elaboración propias

En el Figura 9 se pueden visualizar las imágenes correspondientes a los valores del NDVI obtenidos de los años 1986, 2000, 2016 y 2021.

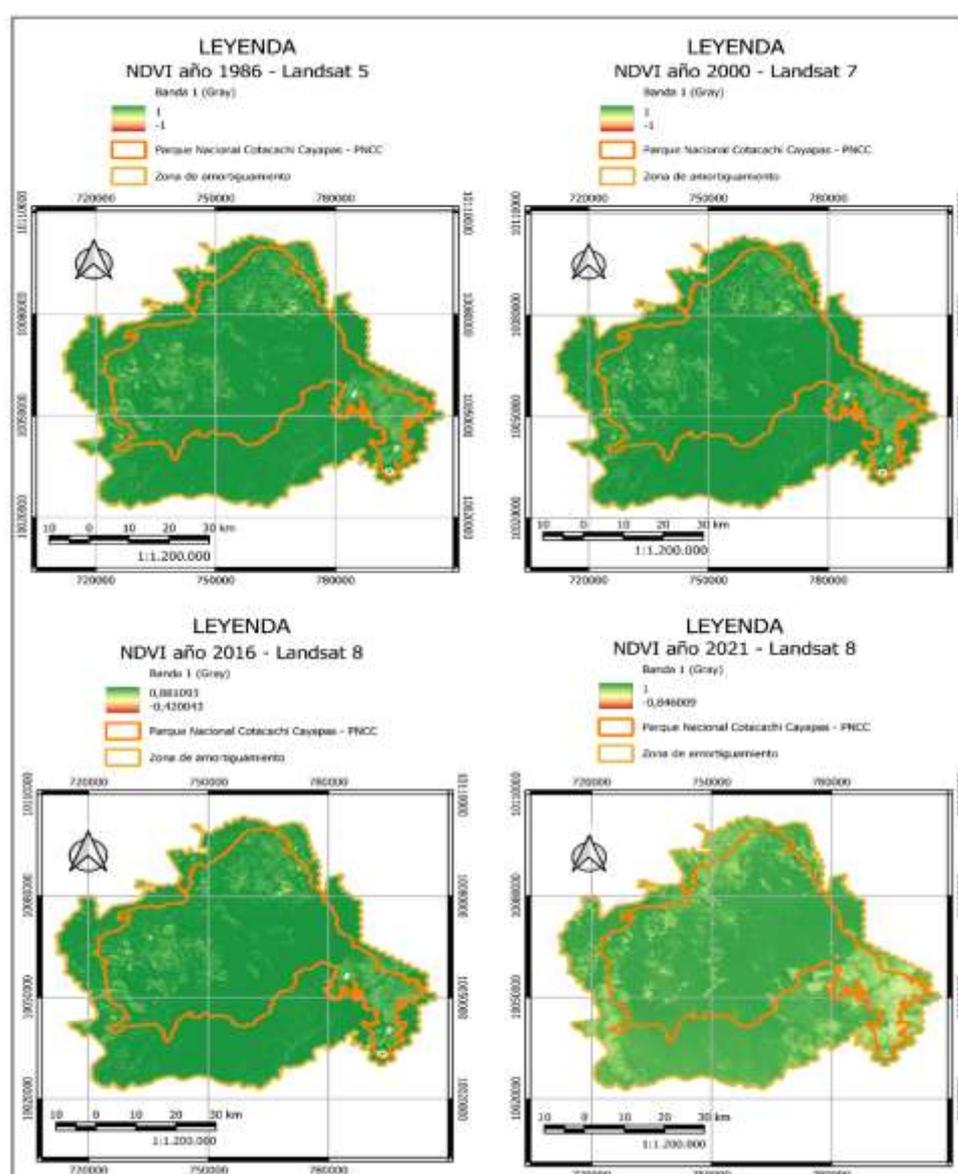


Figura 9. NDVI del PNCC y su Zona de Amortiguamiento años 1986, 2000, 2016 y 2021
Elaboración propia.

2.1 NDVI por tipos de coberturas

Para definir patrones de vegetación de la zona de estudio, los valores obtenidos del NDVI se segmentaron en cinco (5) tipos de cobertura que van en un intervalo de 0 a 4, en un rango del -1 al 1.

De cada uno de los intervalos se obtuvo el área en hectáreas, como se detalla en la Tabla 20.

Tabla 20
Reclasificación del NDVI por tipo de cobertura y su área para la zona de estudio

Clasificación	Rango	Rampa de colores	Área estimada en la zona de estudio								Total	
			1986		2000		2016		2021			
			ha	%	ha	%	ha	%	ha	%		
4	Vegetación muy densa y muy vigorosa	0,6-1,0		472934,29	97,82	473053,46	97,84	392178,76	80,95	450290,83	92,98	92,40
3	Vegetación abundante y/o vigorosa	0,4-0,6		9458,83	1,96	9709,68	2,01	84804,01	17,50	31577,56	6,52	7,00
2	Vegetación dispersa y/o poco vigorosa	0,2-0,4		874,68	0,18	516,90	0,11	6473,78	1,34	1921,99	0,40	0,51
1	Suelo sin vegetación o vegetación muerta	0-0,2		168,94	0,03	156,70	0,03	536,08	0,11	439,95	0,09	0,07
0	Agua, cubiertas artificiales, nubes, nieve, etc	-1,0-0		52,92	0,01	52,92	0,01	486,12	0,10	72,99	0,02	0,03

Fuente: Brown (2018)

Elaboración propia

En la Figura 10 se pueden visualizar las imágenes correspondientes a la superficie de la categoría n.º 4 - Vegetación muy densa y muy vigorosa, en las cuales se aprecia la evolución de la fragmentación de la cubierta boscosa de la zona de estudio a través del tiempo.

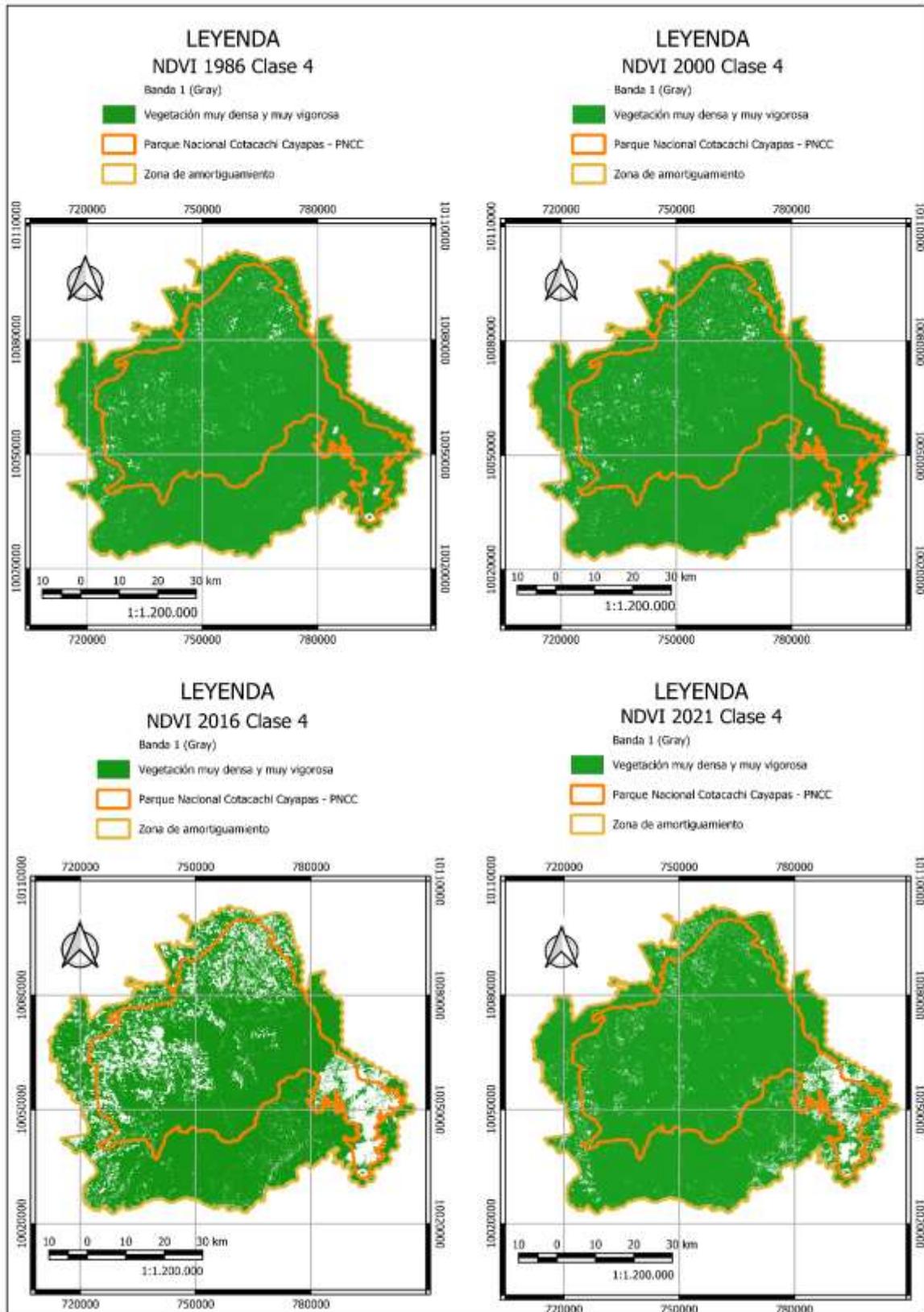


Figura 10. Superficie de la categoría 4 NDVI: Vegetación muy densa y muy vigorosa, años 1986, 2000, 2016 y 2021.
Elaboración propia

2.2 Tasa de cambio de cobertura vegetal anual

En la Tabla 21 se presentan los resultados obtenidos al aplicar la fórmula detallada en la sección 2.5 del Capítulo segundo, para la estimación de la tasa de cambio de cobertura anual del PNCC y su zona de amortiguamiento, para tres (3) periodos comprendidos entre: 1986–2000; 2000–2016 y 2016–2021.

Tabla 21
Tasa de cambio de cobertura anual de la zona de estudio

Clasificación NDVI		Area por tipo de cobertura				Cambio Anual								
		1986	2000	2016	2021	1986-2000			2000-2016			2016-2021		
N°	Tipo de cobertura	hectárea (ha)				Área (ha)	Tiempo	%	Área (ha)	Tiempo	%	Área (ha)	Tiempo	%
4	Vegetación muy densa y muy vigorosa	472934	473053	392179	450291	119		0,00	-80875		-1,16	58112		2,80
3	Vegetación abundante y/o vigorosa	9459	9710	84804	31578	251		0,19	75094		14,51	-53226		-17,93
2	Vegetación dispersa y/o poco vigorosa	875	517	6474	1922	-358	14	-3,69	5957	16	17,11	-4552	5	-21,56
1	Suelo sin vegetación o vegetación muerta	169	157	536	440	-12		-0,54	379		7,99	-96		-3,88
0	Agua, cubiertas artificiales, nubes, nieve	53	53	486	73	0		0,00	433		14,87	-413		-31,56

Fuente y elaboración propias

3. Carbono almacenado en la zona de estudio

3.1 Carbono por estrato de bosque nativo en la zona de estudio

Del cálculo realizado con el factor de conversión para un ecosistema forestal conforme lo expuesto en la sección 3 del Capítulo segundo, más la información de la Tabla 11 extraída de la publicación del MAATE (2023), se presenta en la siguiente Tabla 22, el valor promedio de carbono almacenado en los cuatro (4) estratos de bosque nativo que existen en el PNCC y su zona de amortiguamiento, los cuales son: Siempre verde andino montano (124,11 tC/ha⁻¹); Siempre verde andino pie montano (123,55 tC/ha⁻¹); Siempre verde andino de ceja andina (106,95 tC/ha⁻¹) y Siempre verde de tierras bajas del Chocó (84,08 tC/ha⁻¹).

Tabla 22

Reservas de carbono promedio por tipo de estrato de bosque nativo existente en el PNCC y su zona de amortiguamiento, año 2014

N°	Código del estrato	Tipo de estrato de bosque nativo que contiene la zona de estudio	PNCC + ZA	Carbono	CO ₂ Equivalente
			%	tC/h ⁻¹	tCO _{2-eq} /ha ⁻¹
1	BSVAM	Bosque siempre verde andino montano	42	124,11	455
2	BSVAP	Bosque siempre verde andino pie montano	41	123,55	453
3	BSVCA	Bosque siempre verde andino de ceja andina	3	106,95	392
4	BSVTB	Bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó	14	84,08	308

Notas:

IPCC - Factor de conversión para el sistema forestal (44/12) =

3,67Toneladas de carbono por hectárea (tC/ha⁻¹)Toneladas equivalentes de dióxido de carbono por hectárea (tCO_{2-eq}/ha⁻¹).

Fuente: Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador, Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016, 184)

Elaboración propia

3.2 Carbono almacenado por la vegetación muy densa y muy vigorosa

En la zona de estudio, la categoría del NDVI-Vegetación muy densa y muy vigorosa cubre en promedio el 92,40 % de su área (ver Tabla 20), por lo que es la cobertura de mayor extensión. Al ser ésta la cobertura boscosa más predominante y debido a que su rango ($0,6 < NDVI \leq 1$) comprende especialmente al bosque nativo en buen estado, en este estudio, para estimar la cantidad de carbono almacenado en el bosque húmedo tropical del PNCC y su zona de amortiguamiento, como se detalla en la siguiente Tabla 23, se pondera su superficie con el porcentaje de representatividad de cada uno de los cuatro (4) estratos de bosque nativo que lo integran.

Tabla 23
Carbono almacenado por la Vegetación muy densa y vigorosa (NDVI)

Plan de manejo año 2020	Área (ha)
Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC):	260.961,44
Zona de amortiguamiento del PNCC:	224.086,91 ^F (86%)
Total Área (ha) de la zona de estudio:	485.048,35

NDVI – Vegetación muy densa y muy vigorosa	Ponderación por tipo de estrato de bosque				TOTAL
	BSVAM	BSVAP	BSVCA	BSVTB	
	Bosque siempre verde andino montano	Bosque siempre verde andino pie montano	Bosque siempre verde andino de ceja andina	Bosque siempre verde de tierras bajas del Chocó	
Porcentaje de la superficie PNCC + ZA (%)	42	41	3	14	100
Promedio de carbono almacenado (tC/h ⁻¹)	124,11	123,55	106,95	84,08	439

Año	Detalle					
1986	Superficie (ha)	198230	191620	14904	68180	472.934
	Volumen estimado total de carbono (tC)	24602317	23674698	1593951	5732597	55.603.563
	CO ₂ Equivalente (tCO _{2-eq} /ha ⁻¹)	90208497	86807226	5844487	21019523	203.879.733
2000	Superficie (ha)	198280	191669	14907	68197	473.053
	Volumen estimado total de carbono (tC)	24608517	23680663	1594353	5734042	55.617.574
	CO ₂ Equivalente (tCO _{2-eq} /ha ⁻¹)	90231227	86829099	5845960	21024820	203.931.106
2016	Superficie (ha)	164381	158900	12359	56538	392.179
	Volumen estimado total de carbono (tC)	20401368	19632143	1321777	4753732	46.109.020
	CO ₂ Equivalente (tCO _{2-eq} /ha ⁻¹)	74805014	71984525	4846516	17430351	169.066.406
2021	Superficie (ha)	188739	182446	14190	64916	450.291
	Volumen estimado total de carbono (tC)	23424391	22541185	1517635	5458128	52.941.339
	CO ₂ Equivalente (tCO _{2-eq} /ha ⁻¹)	85889435	82651012	5564661	20013137	194.118.244
	Promedio del Volumen estimado carbono (tC)					52.567.874
	Promedio de CO ₂ Equivalente (tCO _{2-eq} /ha ⁻¹)					192.748.872

IPCC - Factor de conversión para el sistema forestal (44/12) = 3,67

Fuente: Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador, Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016, 184)

Elaboración propia

Capítulo cuarto

Dinámica del cambio de la cobertura boscosa y el almacenamiento de carbono en el PNCC y su zona de amortiguamiento

En este capítulo, se realiza un análisis del cambio en la cobertura vegetal con base en los patrones de verdor obtenidos del INDI del ecosistema Bosque Húmedo Tropical del Parque Nacional Cotacachi Cayapas y su zona de amortiguamiento entre los años 1986-2021, y se intenta establecer evidencias de una relación entre la pérdida de cobertura vegetal en estratos de bosque nativo en la zona de estudio y la disminución de su capacidad de almacenamiento de carbono.

1. Dinámica del cambio de uso del suelo

La agroexportación y la extracción de materias primas minerales y energéticas han sido las principales vías a las que han recurrido los gobiernos de turno en Ecuador, para insertarse en la economía mundial (Chamorro 2023; Lapierre 2011; Macaroff et al. 2019).

Los gobernantes asumen estas exportaciones como el camino más fácil para el financiamiento, aun cuando, una porción considerable de las divisas que generan estos rubros sale del país, debido la fuga de capitales a paraísos fiscales provocada por las élites rentistas locales o la remisión de utilidades de las grandes corporaciones multinacionales, quienes direccionan las políticas públicas de los Estados nacionales, al vaivén de sus intereses (Macaroff et al. 2019).

Las élites en el país se conformaron a través de la concentración y el acaparamiento de los recursos productivos (como la tierra y el agua) principalmente de las zonas rurales. (Macaroff et al. 2019). Siendo así que, los índices de concentración de la tierra en el Ecuador (Gini: 0,81), está entre los más altos del mundo.

Por lo tanto, la tierra es un recurso vital en la reproducción de las relaciones de poder lo que genera disputas, debido a la inequidad distributiva.

Para la exportación inicial en el país, durante el boom del cacao, banano y caña de azúcar, esencialmente redes familiares monopolizadoras con la complicidad del Estado lograron acumular recursos y además poder, no solo económico, sino también político, con base en el despojo (Macaroff et al. 2019).

La Constitución prohíbe el latifundio y la concentración de tierras (art. 282). Sin embargo, no se han precisado las superficies que comprenden al latifundio para definirlo como tal, o lo que se constituiría un proceso de concentración de tierras.

Actualmente persisten dificultades con relación al acceso a la tierra y hay inequidades de fondo, mismas que se expresan en al menos, lo siguiente: a) concentración de la tierra; b) tierras sin título de propiedad y c) tierras con título de propiedad pero inmersas en conflictos de tenencia (Morales, Naughton-Treves, y Suárez 2016).

Las tierras comunales se encuentran protegidas tanto por la Ley de Desarrollo Agrario de 1994 como por la Constitución de la República del 2008 en su artículo 57 referido a los derechos colectivos. Sin embargo, los territorios comunitarios enfrentan varias amenazas a la propiedad y al uso de las tierras. Según un informe de la FEPP y ACNUR (2012), al año 2012, se habían perdido o vendido ilegalmente 29.910,18 ha de tierra comunitaria.

Mediante estrategias como *lobbies*, puertas giratorias, cooptación de líderes comunitarios y especialmente con la emisión de leyes ambiguas por parte del Legislativo, paulatinamente se ha venido favorecido a los intereses de la burguesía comercial importadora-exportadora, posibilitando que sus capitales se incrementen y diversifiquen (Macaroff et al. 2019).

Desde hace aproximadamente cincuenta años, la extracción de madera ha generado múltiples intereses y a través de la promulgación de concesiones forestales del Estado asignadas a un grupos de empresas madereras que monopolizaron y expandieron la actividad (Celi 2020), han conllevado al deterioro y la destrucción progresiva de ecosistemas de bosque (Ministerio del Ambiente del Ecuador 2007, 51; Lapierre y Macías 2019).

Las coaliciones de crecimiento a través de instituciones gestionan la adquisición o la administración de tierras, a nivel político y económico. En este contexto las empresas madereras son conceptualizadas como las instituciones conductoras de deforestación porque abren vías y facilitan el ingreso de colonos (Sierra y Stallings 1998).

A su vez, la expansión de la palma africana precisó del acceso a tierra, capital y trabajo, así como de capacidad de gestión. Esto implicó el desarrollo de asociaciones a diferentes niveles, lo que ocasionó un grave impacto socioambiental (Chamorro 2023).

A nivel regional, se observa el posicionamiento de élites locales, fortalecidas con políticas estatales orientadas a la promoción de la producción ganadera, y de nuevos cultivos de uso industrial como la palma africana. Esto se materializó en la transferencia

de materiales genéticos y en la consolidación de una agricultura especializada con altos costos socioambientales (Chamorro 2023).

La industrialización agraria en el Ecuador obedece principalmente a la promoción de políticas orientadas a un esquema de “desarrollo” nacional, vinculadas especialmente tanto con el uso del discurso científico-tecnológico por parte del Estado como a su apropiación por las élites nacionales (Chamorro 2023). Sin embargo, la expansión de la frontera agrícola ha conllevado a conflictos ecológicos y sociales.

Con relación a la actividad minera, el Obispo de Esmeraldas manifestó existía un incremento de aluminio en los ríos en 400 veces más. Y que además la minería ilegal promovía el lavado de dinero y establecía relaciones con traficantes de droga y miembros de las FARC (Cisneros 2014, 147).

Gran cantidad de los yacimientos mineros se ubican principalmente en zonas de alta biodiversidad y fragilidad ambiental, que a su vez son el origen de importantes cursos de aguas usados en las zonas costeras bajas para riego o para consumo humano (Cisneros 2014, 155).

De acuerdo con la Empresa Nacional Minera (ENAMI), entidad que realiza inspecciones de minería ilegal en Esmeraldas, en esta provincia se ha devastado el 82 % de las terrazas aluviales enriquecidas de oro. Las excavaciones antitécnicas, piscinas de desfogue y escombros abandonados afectan unas 141 mil ha en los cantones San Lorenzo y Eloy Alfaro (Ortíz, Ponce, y Rebolledo 2014).

Y el viceministro de Minas Federico Auquilla estimó un daño ambiental de más de 1000 millones de dólares en Esmeraldas y Zamora Chinchipe, producto de la extracción de alrededor de 300 millones de dólares en oro (WCS, FZS, y FCDS 2020, 20).

Finalmente, un informe ambiental realizado por el Ministerio del Ambiente, la Secretaría Nacional del Agua y la Universidad Católica de Esmeraldas en la cuenca del río Santiago y Bogotá indica que “el modelo productivo y de explotación de oro instaurado en la zona norte de la provincia es inviable desde los puntos de vista económico, social y ambiental, por lo que es necesario cambiar el modelo de explotación que hasta la fecha se ha venido desarrollando (Lapierre y Macías 2019; Ortíz, Ponce, y Rebolledo 2014; WCS, FZS, y FCDS 2020, 20).

Los aspectos considerados en el presente acápite son factores que inciden y permiten acentuar la condición de económica precaria por la que atraviesa la provincia de Esmeraldas.

Según el Sistema Integrado de Indicadores Sociales del Ecuador (SIISE), Esmeraldas es la sexta provincia más pobre del Ecuador, con un índice de 97,6 % y 82,7 % de pobreza en los cantones de San Lorenzo y Eloy Alfaro, de acuerdo al índice de Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) (Cisneros 2014).

Sierra y Stallings (1998) señalan que en Esmeraldas se ha presentado un modelo institucional de la deforestación denominado modelo de coaliciones de crecimiento o de instituciones líderes. A través de este esquema se han instaurado arreglos sociales e institucionales para facilitar el acceso a la tierra y ampliar la frontera de la actividad extractivista en auge. Los actores que dirigen estas estrategias son generalmente el Estado, empresas y organizaciones que propician directa o indirectamente procesos de deforestación (Minda 2004).

En concordancia con la idea anterior, Chamorro (2023) indica que la expansión maderera, agroindustrial y minera respondió a un ensamblaje de relaciones de poder, donde convergieron aspectos financieros, ambientales, y sociales; lo que promueve una nueva organización del territorio, de la estructura productiva y de la dieta.

Y Lapierre y Macías (2019) manifiestan que, producto de un capitalismo desbocado, en los últimos 50 años, en la zona norte de la provincia de Esmeraldas, con el consentido abandono del territorio por parte del Estado, ha habido una invasión extractiva criminal (madera, palma y oro). En donde la ilegalidad, la amenaza y la muerte se han convertido en prácticas habituales para la explotación irracional de la Naturaleza y la expansión de la economía ilegal y la violencia. La catástrofe ambiental y humanitaria abarca entre otros aspectos: el tráfico ilegal de más del 40 % de tierras ancestrales afrodescendientes, la destrucción del 60 % de la cobertura boscosa, el consumo de agua contaminada con metales pesados y agrotóxicos (por más de 10 años) y una extrema pobreza que afecta cerca del 90 % de la población.

Así, la pérdida progresiva de la superficie del bosque nativo ha conllevado a que paulatinamente se reduzca la riqueza y abundancia de especies endémicas de flora y fauna que, entre otros aspectos, hacen que la ecorregión de la que la zona de estudio forma parte, sea considerada un *hotspot* debido su alta diversidad biológica, siendo el principal impacto en términos ambientales.

A su vez conlleva a la disminución del recurso hídrico, la reducción de la capacidad de almacenamiento de CO₂, a la emisión de este GEI y a una serie de conflictos socioambientales asociados como: pérdida de medios de subsistencia y fragmentación social.

2. Análisis multitemporal de la cobertura vegetal

2.1. Estado de la cobertura vegetal a través del NDVI periodo 1986 a 2021

Como se puede apreciar en la Tabla 19, los años 1986 y 2000 presentan el valor máximo (+1) de NDVI, lo que indica un nivel muy alto de cobertura foliar, dando a entender que, en sus inicios la cubierta boscosa del área protegida y su zona de amortiguamiento se encontraba en un estado saludable, con una vegetación muy densa y muy vigorosa.

Posteriormente, el año 2016, con un valor de NDVI bajo (0,88), refleja una cobertura vegetal intervenida y menos vigorosa, probablemente relacionada con cambios en el uso de la tierra y la existencia de una deforestación acelerada en el periodo 2000-2016, con un posible aumento de zonas degradadas y con escasa cobertura vegetal. Asociadas a su vez con una probable disminución de la biodiversidad, lo que en última instancia conduce al deterioro del funcionamiento de los ecosistemas y a la pérdida de servicios ambientales (Lausch et al. 2016; Niklas Schmid 2017). Así mismo un valor mínimo de -0,42 en el NDVI, puede indicar una posible disminución del recurso hídrico en la zona de estudio.

Finalmente, para el año 2021, al observarse un incremento en los valores máximos y mínimos del NDVI con relación al año 2016, sugiere que ha habido una posible recuperación parcial tanto de la cubierta vegetal deforestada como del recurso hídrico, sin llegar a alcanzar las condiciones previas observadas en el área de estudio en sus inicios, en el periodo 1986-2000.

Los resultados alcanzados en el presente estudio, para el periodo 1986-2016, se asemejan con los datos obtenidos en la investigación realizada por Aldás (2019), quien utilizando imágenes satelitales con la herramienta *Google Earth Engine*, analizó el NDVI de la cobertura vegetal en la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas (RECC) ahora PNCC, en los años 1986, 2001 y 2017, logrando apreciar que, para 1986 la cubierta vegetal se encontraba sin intervención, en buen estado. Pero para el año 2001 llegó a estimar un aumento de zonas degradadas y con escasa cobertura vegetal, con valores de NDVI bajos, lo que sugiere la existencia de deforestación acelerada en esas áreas; y para el año 2017 observó una cobertura vegetal menos vigorosa. Y concluyó que, actividades como la deforestación, la minería y procesos de colonización se encuentran avanzadas en el

PNCC, y que, si bien no son muy significativas espacialmente, no obstante, denotan la existencia de áreas desprovistas de vegetación, suelo descubierto y construcciones, que dan evidencia de que, en el área protegida se han generado impactos debido a actividades prohibidas de acuerdo con sus normas de funcionamiento.

En la Figura 11 se pueden visualizar las imágenes correspondientes a los años 1986, 2001 y 2017 obtenidas por Aldás (2019), en las cuales se aprecia la evolución de la fragmentación del PNCC a través del tiempo.

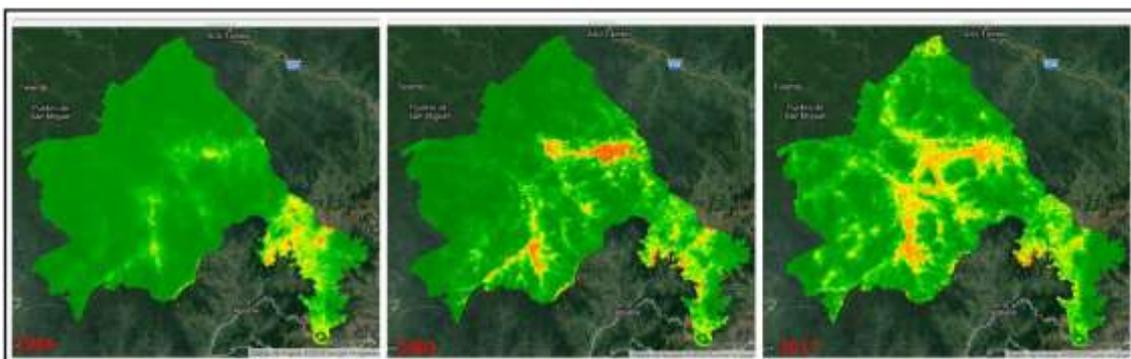


Figura 11. Cobertura vegetal del Parque Nacional Cotacachi Cayapas en los años 1986, 2001 y 2017,

Fuente: Angélica Aldás (2019, 129).

A su vez, la presente investigación concuerda con los resultados de Pineda y Jaramillo (2022), quienes en su estudio denominado “Análisis multitemporal del cambio de cobertura vegetal en la zona de amortiguamiento altoandina del parque nacional Cotacachi-Cayapas (1990-2019)” mediante el uso de imágenes satelitales y el cálculo del NDVI en ArcGIS, evaluaron la tasa de cambio de la cobertura vegetal y determinaron que el bosque nativo de la zona de estudio presentó un promedio anual de deforestación de 114,56 ha/año, existiendo una transición hacia los cultivos del 11,10 %, convirtiéndola en un área fragmentada por el avance de la frontera agrícola.

Cabe resaltar que, aunque los años evaluados en la investigación de Aldás (2019) y Pineda y Jaramillo (2022) son muy próximos a los tratados en la presente tesis. No obstante, la zona de estudio de nuestra investigación abarca la superficie del PNCC junto con su zona de amortiguamiento, a diferencia del estudio de Aldás (2019) que analizó la superficie exclusiva del PNCC y la investigación de Pineda y Jaramillo (2022) delimitada únicamente la zona de amortiguamiento altoandina del PNCC.

Es necesario indicar que en el presente estudio el resultado obtenido en el periodo final del año 2021 (con un NDVI=+1) que sugiere que ha habido una posible recuperación

parcial de la cubierta vegetal deforestada con referencia al periodo anterior (2016), puede llegar a presentar alguna inconsistencia con relación a que, la metodología aplicada no proporciona un nivel elevado de precisión debido especialmente a que existe un vacío de información por problemas de nubosidad persistente en el área de estudio. No obstante, la técnica utilizada permite hacer una aproximación a través del tiempo, del estado de la cobertura vegetal de un territorio, de una forma relativamente rápida y sin un elevado costo de inversión.

Uno de los componentes importantes de la metodología de teledetección es llevar a cabo la corrección de imágenes, para así evitar fallos en la evaluación como el que se presentó en la investigación “*Amazon forests green-up during 2005 drought*” realizada por Saleska et al. (2007), en la que se emplearon imágenes satelitales MODIS Terra 2005, y mostró que los bosques amazónicos de hoja perenne aumentaron su verdor durante una época de sequía, con lo que aseguraron que, a pesar de la amenaza, pueden ser más resistentes a los cambios climáticos de lo que los modelos asumen.

Lo cual fue posteriormente refutado por un estudio similar “*Amazon forests did not green-up during the 2005*”, realizado por Samanta et al. (2010), cuyo resultado contradice el hallazgo del artículo mencionado anteriormente, al argumentar que los datos de Saleska et al. (2007), se vieron perjudicados por alteraciones atmosféricas, debido a que durante la época seca se produce un aumento en los aerosoles en la atmósfera. Por lo que, cuando procesaron las imágenes corregidas atmosféricamente, estas no reflejaron un incremento en el verdor, sino que, en contraste, determinaron que la sequía habría provocado la pérdida de casi el 60 % de la superficie boscosa.

Por otro lado, Pompa (2008) en su estudio “Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México” aplicó el índice NDVI para analizar los cambios ocurridos en la vegetación de cuatro montañas, utilizando bases de datos geoespaciales a partir de imágenes MODIS de los años 2003 y 2006, determinó que sólo el 0.3 % de la superficie estudiada presentó signos de deforestación. Sin embargo, aclara que, dado a que la estimación de la degradación y la fragmentación no están generalmente incluidas en estudios de cambios de cobertura vegetal fundamentados exclusivamente en valores del NDVI, se puede llegar a subestimar el área boscosa efectivamente deforestada, minimizando así el impacto humano real ejercido en los bosques de montaña.

Por consiguiente, para determinar el tipo de vegetación y minimizar la incertidumbre, podrían ser necesarias imágenes con un mayor nivel de detalle y mucho mejor resolución, pudiendo ser fotografías aéreas a una escala de 1:25.000 o menor.

Además, los resultados obtenidos con las diferentes herramientas digitales, podrían requerir ser complementados con otras técnicas como las mediciones en terreno (Aguas 2016, 73).

Por lo tanto, los resultados obtenidos en la presente investigación pueden ser considerados como una línea base de información preliminar, por lo que, para futuras investigaciones sería importante incorporar los posibles efectos de un cambio estacional (verano e invierno).

Dentro de este marco, debido a que el NDVI se usa especialmente para estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación, sería necesario utilizar otro tipo de metodología para lograr una mayor precisión en cuanto a la valoración del estado del recurso hídrico, por ejemplo, se podría llegar a aplicar el Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI) o el Índice de Agua de Diferencia Normalizada Modificada (MNDWI).

2.2. Clasificación del NDVI

De la información presentada en la Tabla 19, se estima que, en promedio, el 92,40 % de la zona de estudio está cubierta por la categoría n°4 - Vegetación muy densa y muy vigorosa, la cual se encuentra en un intervalo de NDVI $\min 0,6 < \text{valor} \leq +1,0$ max.

Esta superficie vegetal estaría compuesta principalmente por cuatro (4) tipos de estrato de bosque nativo que, de acuerdo a la información oficial publicada por el MAATE (2023) existen en el PNCC y su zona de amortiguamiento (ver Anexo 4), los cuales son: Siempre verde andino montano (41,91 %); Siempre verde andino pie montano (40,52 %); Siempre verde andino de ceja andina (3,15 %) y Siempre verde de tierras bajas del Chocó (14,42 %), mayor detalle en las Tablas 15 y 16.

2.2.1 Tasa de cambio de la cobertura vegetal

De los datos expuestos en la Figura 10 y la Tabla 21 se interpreta que en el periodo de 1986– 2000, no existió un cambio perceptible en la zona de estudio, en las superficies de las categorías: n° 4-Vegetación muy densa y muy vigorosa y en la categoría n° 0-Agua y cubiertas artificiales.

Sin embargo, en el periodo 2000-2016 se estima que existió deforestación debido al cambio observado en la superficie de la categoría N° 4-Vegetación muy densa y muy vigorosa cuya tasa es de -1,16, con una pérdida en esta cobertura boscosa que se estima en ~80.874 ha. Mientras que los demás tipos de cobertura incrementaron su superficie: Vegetación abundante y/o vigorosa (14,51 %); Vegetación dispersa y/o poco vigorosa (17,11 %); Suelo sin vegetación (7,99 %) y Agua, cubiertas artificiales (14,87).

Para el periodo 2016–2021, se observa una recuperación parcial de la Vegetación muy densa y muy vigorosa a una tasa de 2,80 % con un incremento estimado de ~58.112 ha. Y una disminución en la superficie de los demás tipos de cobertura, sin llegar a alcanzar el estado en el que se encontraba la zona de estudio en el periodo de 1986-2000.

Sierra, Calva y Guevara (2021, 14) determinaron que la deforestación se incrementó de manera progresiva, de 250 a 585 y al final 814 ha al año, durante tres periodos: 2000-2006, 2006-2009 y 2009-2012, en una superficie ~250.000 ha, ubicada al noroeste del PNCC.

De acuerdo a Ecociencia (2007) citado en Lapierre (2011), entre el año 1998 y el 2007 la superficie de bosque siempre verde de zonas bajas en los cantones Eloy Alfaro y San Lorenzo, descendió en un 34,38 %, consolidando el proceso de deforestación en dicha área.

A su vez, en el mismo intervalo de tiempo, el Bosque de neblina montano pasó de tener una superficie de intervención de 85 ha en 1998 a 2271 ha en 2007. Y el Bosque siempre verde montano bajo asociado a las comunidades más cercanas al Parque Nacional Cotacachi Cayapas experimentaron un progresivo aumento de la superficie de intervención, al pasar de 3374 ha a tener 6949 ha al año 2007 (Ecociencia 2007 citado en Lapierre 2011).

Contabilizando toda la zona norte de la provincia, se obtiene el promedio más alto de deforestación (1,7 %), casi tres veces más que el promedio ecuatoriano (Ecociencia 2007 citado en Lapierre 2011). La pérdida de este y otros ecosistemas ha generado una situación crítica de conservación en la provincia de Esmeraldas (Lapierre 2011).

3. Variaciones en el almacenamiento de carbono del bosque

Como se puede apreciar en la Tabla 23, se estima que, en el periodo de 1986 a 2021, la cobertura boscosa de la zona de estudio probablemente llegó a almacenar un volumen promedio de ~52'567.874 tC/ha⁻¹ (~192'748.872 tCO₂-eq/ha⁻¹).

Y al presentarse una reducción de la superficie boscosa de la zona de estudio, en el periodo de 2000-2016, con una tasa de cambio anual de -1,16, debida probablemente a deforestación y degradación del bosque húmedo, se estima una pérdida aproximada de $-8'869.528 \text{ tC/ha}^{-1}$ ($\sim 32'521.604 \text{ tCO}_{2\text{-eq}}/\text{ha}^{-1}$) (ver Tabla 24).

Tabla 24
Variación del carbono almacenado en la zona de estudio, periodo 1986 a 2021

Periodo	Tiempo	Tasa de cambio de cobertura anual		Promedio de carbono almacenado de los 4 estratos (tC/h ⁻¹)	Carbono tC/h ⁻¹	CO ₂ Equivalente tCO _{2-eq} /ha ⁻¹
		(%)	(ha)			
1986 - 2000	14	0	119,17	109,67	13.069	47.921,04
2000 - 2016	16	-1,16	-80874,70	109,67	-8.869.528	-32.521.604
2016 - 2021	5	2,8	58112,07	109,67	6.373.151	23.368.219

IPCC - Factor de conversión para el sistema forestal (44/12) =

3,67

Fuente y elaboración: Propia

Fuente y elaboración propias

Con relación al periodo 1986-2000, Niklas Schmid (2017), sugiere que las masas forestales que proporcionan valores altos de NDVI (próximos o =+1) desempeñan un papel importante en el secuestro de carbono y en la producción de oxígeno. Por otro lado, el valor mínimo (-1) del NDVI podría hacer referencia a la existencia del recurso hídrico en un estado óptimo.

Para el periodo 2000-2016, de acuerdo con la fuente de datos desarrollada por Aldás (2019) y Pineda y Jaramillo (2022), previamente analizada en el apartado 2.1. del presente Capítulo cuarto, se confirma la tendencia de reducción de la cubierta vegetal del bosque nativo del PNCC.

En concordancia con el reporte histórico de deforestación (ver Tabla 3) del MAATE (2023) y lo expresado por Walker et al. (2020) sobre las trayectorias de la pérdida de carbono en el Ecuador, que en el periodo de 2003-2016 revelan marcados aumentos al final de la serie temporal (2012 a 2016).

No obstante, el resultado obtenido en la presente investigación, del periodo 2016-2021, en el que se visualiza una aparente parcial recuperación de la cubierta boscosa, puede llegar a presentar alguna inconsistencia en virtud de que existe incertidumbre en cuanto a los datos procesados en los píxeles de las imágenes satelitales debido a que, los problemas de nubosidad persistentes en la zona de estudio podrían generar vacíos de información.

En función de que, con el NDVI se determina principalmente la vigorosidad de la agrupación vegetal más no discrimina si el área se trata de un bosque primario o secundario. Futuras investigaciones podrían centrarse en distinguir estas dos clasificaciones, ya que, de acuerdo con Anaya (2009) y Harmon, Ferrell, y Franklin (1990) un bosque secundario presenta niveles de biomasa y de almacenamiento de carbono mucho más bajos en comparación con un bosque primario.

Aunque se ha determinado que la deforestación y la degradación/perturbación son los principales impulsores de la pérdida de biomasa (FAO 2022). Aún existen pocos estudios sobre las ganancias y pérdidas en la densidad de carbono relacionadas con la conversión y degradación/perturbación de los bosques: procesos de pérdida que ocurren en ausencia de un cambio en el uso de la tierra (es decir, el bosque sigue siendo bosque, pero con una densidad de carbono aérea reducida) (Walker et al. 2020).

Pero es necesario resaltar que la trayectoria de restauración de un bosque es muy larga: la recuperación de la estructura puede llevar entre 20 y 190 años, la composición de especies, entre 60 y 500 años, y el restablecimiento de especies raras o endémicas, miles de años (Bechara et al. 2016)

Por lo que, debido a que la biomasa forestal a menudo tiene relaciones débiles con las variables ambientales, los modelos de estimación de biomasa basados en el Sistema de Información Geográfica (SIG) que utilizan variables ambientales no pueden proporcionar estimaciones precisas (Lu et al. 2016).

Por tanto, la resolución espacial, limitaciones en las fuentes de datos y la inexactitud de los modelos a menudo resultan en altas incertidumbres en las estimaciones de biomasa (Chander, Markham, y Helder 2009; Chuvieco 1995; Lu 2005).

Sin embargo, el papel que desempeña el bosque, el uso de la tierra y sus cambios como fuente o sumidero de GEI (Houghton 2007), convierte al sector forestal en un actor clave con un gran potencial de mitigación. En consecuencia, se hace indispensable conocer cuánto carbono almacenan los sistemas terrestres.

A más de ello, el profundizar en estudios que permitan estimar la capacidad de almacenamiento de carbono de ecosistemas naturales es significativo para proporcionar sustentos con relación a la importancia de los bosques en la provisión de servicios ecosistémicos y en la conservación de la biodiversidad.

Adicionalmente, en la actualidad, existen mercados internacionales que financian proyectos de conservación o restauración de ecosistemas como son el Pago por Servicios Ambientales (PSA) y los créditos de carbono, en pro de la conservación de áreas naturales

y lucha contra el cambio climático, como el CER (*Certified Emission Reductions*) y EUA (*European Union Allowances*), entre los más importantes (SENDECO2 2023). Aunque, el valor no es constante en el tiempo debido a la fluctuación del precio en los mercados de carbono.

Conclusiones

El Parque Nacional Cotacachi Cayapas (PNCC) y su zona de amortiguamiento son parte del *hotspot* biogeográfico Chocó-Darién, considerada una de las ecorregiones de muy alto valor para la conservación de la biodiversidad regional y mundial (CEPF 2005; Ministerio del Ambiente y Agua 2020; Myers et al. 2000; Shi et al. 2005; Ulloa 2013), con un gran endemismo de especies vasculares (León-Yáñez et al. 2011; Lopez, Sierra, y Tirado 2010; W. Palacios y Jaramillo 2016), y a la vez una de las áreas más severamente amenazadas en términos de extinción biológica (CEPF 2005; León-Yáñez et al. 2011; Myers 1988; 1990; W. A. Palacios y Jaramillo 2016).

Como resultado de la presente investigación es posible concluir que existe una relación entre la pérdida de cobertura vegetal en estratos de bosque nativo de la zona de estudio y la disminución de su capacidad de almacenamiento de carbono, debido probablemente a la deforestación y degradación del ecosistema boscoso, factores de cambio impulsados principalmente por el modelo económico capitalista.

Al identificar las actividades económicas predominantes desarrolladas en el norte de la provincia de Esmeraldas se determinó que: el tráfico de tierras, la explotación maderera, la expansión agropecuaria y la minería, son las principales actividades extractivistas que se desarrollan en el territorio en el cual se ubica la zona de estudio.

En el Ecuador, estas actividades extractivistas obedecen a un capitalismo exacerbado, el mismo que es promovido en complicidad de un Estado incipiente, controlado por las élites que lograron acumular recursos productivos (como la tierra y el agua) principalmente de las zonas rurales; y además poder, no solo económico, sino también político, con base en el despojo (Chamorro 2023; Lapierre y Macías 2019; Macaroff et al. 2019; Minda 2004; Moreno 2019; Sierra y Stallings 1998).

Por lo tanto, la tierra es un recurso vital en la reproducción de las relaciones de poder lo que genera disputas, debido a la inequidad distributiva.

En función de lo planteado, el desigual acceso a la propiedad producto del modelo económico ha conllevado en la zona norte de la provincia de Esmeraldas, en los últimos 50 años, a una catástrofe ambiental y humanitaria que abarca entre otros aspectos: el tráfico ilegal de más del 40 % de tierras ancestrales, la destrucción del 60 % de la cobertura boscosa, el consumo de agua contaminada con metales pesados y agrotóxicos

(por más de 10 años) y una extrema pobreza que afecta a cerca del 90 % de la población (Lapierre y Macías 2019).

Los resultados obtenidos a través de patrones de verdor derivados del índice NDVI evidencian que, para el periodo 1986–2000 el bosque nativo de la zona de estudio se encontraba en condiciones saludables. Pero en el lapso de 2000-2016 la cobertura boscosa del PNCC y su zona de amortiguamiento se redujo, pasando de ~473.053 ha a ~392.179 ha con una tasa de cambio anual de -1,16 en la categoría Vegetación muy densa y muy vigorosa del NDVI.

Y finalmente, de las ponderaciones realizadas con el valor de la superficie ocupada por bosque húmedo en condiciones aparentemente saludables, se estima que, en el periodo de 1986-2021, la cobertura boscosa de la zona de estudio probablemente pudo llegar a almacenar un volumen promedio de $\sim 52'567.874 \text{ tC/ha}^{-1}$ ($\sim 192'748.872 \text{ tCO}_2\text{-eq/ha}^{-1}$). Y que debido a la reducción en la cobertura vegetal en el periodo 2000-2016, posiblemente existió una pérdida aproximada de $-8'869.528 \text{ tC/ha}^{-1}$ ($\sim 32'521.604 \text{ tCO}_2\text{-eq/ha}^{-1}$).

Lo que corrobora lo expresado por Walker et al. (2020) de que, a pesar de los valiosos servicios ambientales que proveen los territorios indígenas (TI) y las áreas naturales protegidas (ANP), estas zonas son cada vez más vulnerables a los procesos de degradación y alteración de los bosques, que disminuyen el almacenamiento de carbono y la integridad ecológica. Lo que convierte al sector forestal en un actor clave con un gran potencial de mitigación.

En el presente estudio, el resultado obtenido en el periodo final (2016-2021), en el que se visualiza una aparente parcial recuperación de la cubierta boscosa, puede llegar a presentar alguna inconsistencia en virtud de que existe incertidumbre en cuanto a los datos procesados en los píxeles de las imágenes satelitales debido a que, los problemas de nubosidad persistentes en la zona de estudio, y además los posibles efectos de cambio estacional (invierno y verano), podrían generar vacíos de información.

Adicional, la baja resolución espacial, limitaciones en las fuentes de datos y la inexactitud de los modelos a menudo resultan en altas incertidumbres en las estimaciones de biomasa (Chander, Markham, y Helder 2009; Chuvieco 1995; Lu 2005).

Y en función de que, con el NDVI se determina principalmente la vigorosidad de la agrupación vegetal más no discrimina si el área se trata de un bosque primario o secundario, futuras investigaciones podrían centrarse en distinguir estas dos clasificaciones, ya que, de acuerdo con Anaya (2009) y Harmon, Ferrell, y Franklin

(1990) un bosque secundario presenta niveles de biomasa y de almacenamiento de carbono mucho más bajos en comparación con un bosque primario.

No obstante, la técnica utilizada en el presente estudio permite hacer una aproximación a través del tiempo, del estado de la cobertura vegetal de un territorio, de una forma relativamente rápida y sin un elevado costo de inversión.

Obras citadas

- Achard, Frédéric, Hugh D. Eva, Hans-Jürgen Stibig, Philippe Mayaux, Javier Gallego, Timothy Richards, y Jean-Paul Malingreau. 2002. “Determination of Deforestation Rates of the World’s Humid Tropical Forests”. *Science (New York, N.Y.)* 297 (5583): 999–1002. <https://doi.org/10.1126/science.1070656>.
- Aguas, Carlos. 2016. “Estimación de biomasa aérea forestal en bosque de robadales del antiplano norte de Antioquia, utilizando teledetección”. Medellín, Colombia: Universidad de Colombia, Facultad de Minas. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/59803/1128387218.2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Aldás, Angélica. 2019. “Análisis de la dinámica temporal del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para los años 1986, 2001 y 2017 en la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas, Imbabura, mediante el uso de google Earth Engine”. Tesis de pregrado, Quito, Ecuador: Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <http://repositorio.puce.edu.ec:80/handle/22000/16619>.
- Anaya, Jesús A., Emilio Chuvieco, y Alicia Palacios-Orueta. 2009. “Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach”. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1237–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.016>.
- Avitabile, Valerio, Martin Herold, Gerard B. M. Heuvelink, Simon L. Lewis, Oliver L. Phillips, Gregory P. Asner, John Armston, et al. 2016. “An Integrated Pan-Tropical Biomass Map Using Multiple Reference Datasets”. *Global Change Biology* 22 (4): 1406–20. <https://doi.org/10.1111/gcb.13139>.
- Bechara, Fernando C., Sara Jo Dickens, Emily C. Farrer, Lorelee Larios, Erica N. Spotswood, Pierre Mariotte, y Katharine N. Suding. 2016. “Neotropical Rainforest Restoration: Comparing Passive, Plantation and Nucleation Approaches”. *Biodiversity and Conservation* 25 (11): 2021–34. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>.
- Birch, Jennifer C., Adrian C. Newton, Claudia Álvarez Aquino, Elena Cantarello, Cristian Echeverría, Thomas Kitzberger, Ignacio Schiappacasse, y Natalia Tejedor Garavito. 2010. “Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by

- spatial analysis of ecosystem services”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (50): 21925–30. <https://doi.org/10.1073/pnas.1003369107>.
- Brown, Josselyn. 2018. “NDVI, the Foundation for Remote Sensing Phenology”. USGS - Servicio Geológico de EE. UU., Fenología de la teledetección. Ciencia. 2018. <https://www.usgs.gov/special-topics/remote-sensing-phenology/science/ndvi-foundation-remote-sensing-phenology>.
- Brown, Sandra. 2002. “Measuring carbon in forests: current status and future challenges”. *Environmental Pollution* 116 (3): 363–72. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00212-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00212-3).
- Cárdenas, Daysy. 2022. “Análisis de las políticas de los sectores Agricultura y Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) para mitigar el cambio climático en la primera Contribución Determinada a Nivel Nacional (NDC) del Ecuador y propuestas de mejora”. Tesis Maestría, Quito, Ecuador: Universidad Andina Simón Bolívar. <https://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/9195/1/T3950-MCCNA-Cardenas-Analisis.pdf>.
- Cardille, Jeffrey A., Morgan A. Crowley, David Saah, y Nicholas E. Clinton, eds. 2023. *Cloud-Based Remote Sensing with Google Earth Engine: Fundamentals and Applications*. Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-26588-4>.
- Castañeda-Martín, Abel Efrén, y Carmen Rosa Montes-Pulido. 2017. “Carbono almacenado en páramo andino”. *Entramado* 13 (1): 210–21. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25112>.
- Celi, Verónica. 2020. “Los Chachis del Alto Cayapas, entre la conservación y la deforestación: Una lectura a las dinámicas socioambientales que inciden en las transformaciones del territorio y en el manejo de los bosques”. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO. <https://repositorio.flacsoandes.edu.ec/bitstream/10469/17029/2/TFLACSO-2020VGCC.pdf>.
- CEPF. 2005. “Perfil del ecosistema. Corredor de conservación Chocó-Manabí. Ecorregión terrestre prioritaria del Chocó-Darién-Ecuador Occidental (Hotspot)”. Biodiversity hotspot. 2005. https://www.cepf.net/sites/default/files/final.spanish.choco-darien-western-ecuador.choco_ep_.pdf.

- . 2008. “Demarcating and Promoting the Limits of the Lower Portion of the Cotacachi-Cayapas Ecological Reserve”. Tumbes-Chocó-Magdalena. Quito, Ecuador: Conservación Internacional Ecuador, Fondo Ambiental Nacional. https://www.cepf.net/sites/default/files/final_cotacachicayapas_fan.pdf.
- . 2021. “Ecosystem profile: Tropical Andes Biodiversity Hotspot”. Arlington: Critical Ecosystem Partnership Fund. <https://www.cepf.net/sites/default/files/tropical-andes-ecosystem-profile-2021-spanish.pdf>.
- Chamorro, Antonio. 2023. “La expansión de la palma aceitera en Ecuador desde la revolución verde, 1961-2021”. *Historia Agraria Revista de agricultura e historia rural*, noviembre, 191–221. <https://doi.org/10.26882/histagar.091e08c>.
- Chander, Gyanesh, Brian L. Markham, y Dennis L. Helder. 2009. “Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors”. *Remote Sensing of Environment* 113 (5): 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>.
- Chazdon, Robin L., Eben N. Broadbent, Danaë M. A. Rozendaal, Frans Bongers, Angélica María Almeyda Zambrano, T. Mitchell Aide, Patricia Balvanera, et al. 2016. “Carbon Sequestration Potential of Second-Growth Forest Regeneration in the Latin American Tropics”. *Science Advances* 2 (5): e1501639. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>.
- Chuvieco, Emilio. 1995. *Fundamentos de Teledetección Espacial*. Segunda. Madrid, España: RIALP S. A. https://www.academia.edu/8741619/Fundamentos_de_Teledetecci%C3%B3n_Emilio_Chuvieco.
- Cisneros, Paúl. 2014. “La realidad de la minería ilegal en países amazónicos”. Ecuador. Lima, Perú: Sociedad Peruana de Derecho Ambiental, Programa de Ciudadanía y Asuntos Sociambientales. https://www.academia.edu/10166057/REALIDAD_DE_LA_MINERIA_EN_LATINO_AMERICA.
- Comisión Nacional de Cambio Climático. 2001. “Comunicación Nacional del Perú a la Convención de Naciones Unidas sobre Cambio Climático: Primera Comunicación”. Lima, Perú: Consejo Nacional del Ambiente. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Peru%20INC.pdf>.

- Congedo, Luca. 2021. "Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS". Semi-Automatic Classification Plugin. 2021. https://semiautomaticclassificationmanual.readthedocs.io/en/latest/remote_sensing.html#random-forest-definition.
- Correa Gómez, Diego F., y Pablo R. Stevenson. 2010. "Estructura y diversidad de bosques de galería en una sabana estacional de los Llanos Orientales colombianos (reserva Tomo Grande, Vichada)". *Orinoquía* 14 (Extra 2): 31–48.
- Corte Constitucional. 2008. "Constitución de la República del Ecuador". Registro Oficial 449. https://www.oas.org/juridico/pdfs/mesicic4_ecu_const.pdf.
- Crespo, Juan Manuel, y Natalia Greene. 2022. "La deforestación avanza entre acuerdos globales vacíos". La Barra Espaciadora. 22 de septiembre de 2022. <https://www.labarraespaciadora.com/editorial/la-deforestacion-avanza-entre-acuerdos-globales-vacios/>.
- Cuesta, Francisco, Manuel Peralvo, Francis David Baquero, Macarena Bustamante, Andres Merino-Viteri, Priscilla Muriel, Juan Freile, y Omar Torres-Carvajal. 2013. *Identificación de vacíos y prioridades de conservación en el Ecuador continental*. <https://doi.org/10.13140/2.1.1360.0007>.
- Cuvi, María, y Rafael Urriola. 1988. "Oleaginosas, cereales y agroindustria en la costa ecuatoriana". En *Transformaciones agrarias en el Ecuador*, 1era ed., 1:95–108. Quito, Ecuador: ORSTOM/IPGH/IGM. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/doc34-07/27074.pdf.
- Delgado, Tania Elizabeth. 2008. "Evolución de la diversidad vegetal en Ecuador ante un escenario de cambio global". [Http://purl.org/dc/dc/mitype/Text](http://purl.org/dc/dc/mitype/Text), Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=91852>.
- Dinerstein, Eric, David M. Olson, Douglas J. Graham, Avis L. Webster, Steven A. Primm, Marnie P. Bookbinder, y George Ledec. 1995. *Una evaluación del estado de conservación de las Eco-rregiones Terrestres de América Latina y el Caribe*. Washington, D.C.: Banco Mundial.
- Dong, Jiarui, Robert K Kaufmann, Ranga B Myneni, Compton J Tucker, Pekka E Kauppi, Jari Liski, Wolfgang Buermann, V Alexeyev, y Malcolm K Hughes. 2003. "Remote Sensing Estimates of Boreal and Temperate Forest Woody Biomass:

- Carbon Pools, Sources, and Sinks”. *Remote Sensing of Environment* 84 (3): 393–410. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00130-X).
- Eastman, Ronald. 2001. *Guide to GIS and Image Processing Volume 2*. Clark University. Manual Version 32.20 vols. USA. https://www.researchgate.net/profile/Ronald-Eastman-2/publication/242377547_Guide_to_GIS_and_Image_Processing_Volume_2/links/5419a9d10cf25ebee9887ac2/Guide-to-GIS-and-Image-Processing-Volume-2.pdf.
- Echeverría, Armando, Ricardo Pachacama, Yolanda Villaverde, y Nicole Proaño. 2018. “Cálculo de biomasa aérea y carbono capturado de la reserva Yanacocha a través de imágenes satelitales”. *Revista Geoespacial* 15 (1): 33–44. <https://doi.org/10.24133/geoespacial.v15i1.1264>.
- EcoCiencia. 2022. “Mapeo y monitoreo de usos de suelo e incendios en la Amazonía: Las Políticas Públicas de REDD+ en el Ecuador y sus efectos en la lucha contra la deforestación”. Quito, Ecuador: Fundación Ecuatoriana de Estudios Ecológicos - Red Amazónica de Información Socioambiental Georeferenciada (RAISG). <https://www.raisg.org/wp-content/uploads/2023/09/ECUADOR.pdf>.
- ECOLAP, y MAE. 2007. *Guía del Patrimonio de Áreas Naturales Protegidas del Ecuador*. Quito, Ecuador: ECOFOUND, FAN, DarwinNet, IGM. <https://www.yumpu.com/es/document/read/12288201/guia-de-la-re-cotacachi-cayapas-ministerio-del-ambiente>.
- Eva, Sul, Evaristo de Miranda, Carlos Di Bella, Valéry Gond, Otto Huber, Matteo Sgrenzaroli, Simon Jones, et al. 2002. *A vegetation map of South America*. European Commission, Joint Research Centre. https://www.researchgate.net/publication/228961658_A_vegetation_map_of_South_America.
- Falconí, Fander, y Diego Burneo. 2005. “Evaluación de la política de manejo forestal en el Ecuador: propuesta de incentivos económicos”. *FLASCO-ECOCIENCIA*. <http://elbosque.org.ec/wp-content/uploads/2022/12/Evaluacion-de-la-politica-de-manejo-forestal-en-el-Ecuador-Propuesta-de-incentivos-economicos-1.pdf>.
- FAO. 2006. “Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005: Anexo 3. Tablas Mundiales 2005”. www.fao.org. 2006. <https://www.fao.org/3/a0400s/a0400s00.htm>.

- . 2010. “Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010”. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <https://www.fao.org/3/i1757s/i1757s.pdf?v=>.
- . 2021. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020: Informe principal*. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825es>.
- . 2022. *The State of the World’s Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies*. Rome, Italy: FAO. <https://openknowledge.fao.org/items/0c46e9fb-5fec-4738-9db5-65b474f0b9b7>.
- FEPP, y ACNUR. 2012. “Investigación del Estado actual de la tenencia de las tierras de las Comunidades Indígenas y Afro descendientes en el norte de Esmeraldas | PDF”. 2012. <https://es.slideshare.net/slideshow/informe-final20-de-estudio-tierras20-fepp-acnur-2/34299264>.
- Fernández Durán, Ramón. 2011. *La quiebra del capitalismo global 2000-2030*. 3^a ed. Madrid, España: Libros en Acción. https://enlazandoalternativas.org/IMG/pdf/el_inicio_del_fin_de_la_energia_fosil.pdf.
- Fisher, Peter, y David Unwin. 2005. “Re-presenting Geographical Information Systems”. https://www.researchgate.net/publication/254932688_Re-presenting_Geographical_Information_Systems.
- Friedlingstein, Pierre, Matthew W. Jones, Michael O’Sullivan, Robbie M. Andrew, Judith Hauck, Glen P. Peters, Wouter Peters, et al. 2019. “Global Carbon Budget 2019”. *Earth System Science Data* 11 (4): 1783–1838. <https://doi.org/10.5194/essd-11-1783-2019>.
- Goetz, Scott, y Ralph Dubayah. 2011. “Advances in remote sensing technology and implications for measuring and monitoring forest carbon stocks and change”. *Carbon Management* 2 (3): 231–44. <https://doi.org/10.4155/cmt.11.18>.
- Guerrero, Eduardo. 2009. *Implicaciones de la minería en los páramos de Colombia, Ecuador y Perú*. CONDESAN - Proyecto Páramo Andino. https://www.researchgate.net/publication/341998426_Implicaciones_de_la_mineria_en_los_paramos_de_Colombia_Ecuador_y_Peru.
- Hansen, Matthew C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, et al. 2013. “High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change”. *Science* 342 (6160): 850–53. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.

- Hansen, Matthew C., S. V. Stehman, Peter V. Potapov, Thomas R. Loveland, J. R. G. Townshend, R. S. DeFries, K. W. Pittman, et al. 2008. "Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (27): 9439–44. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804042105>.
- Harmon, M. E., W. K. Ferrell, y J. F. Franklin. 1990. "Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests". *Science (New York, N.Y.)* 247 (4943): 699–702. <https://doi.org/10.1126/science.247.4943.699>.
- Hazlewood, Julianne. 2010. "Más allá de la crisis económica: CO2lonialismo y geografías de esperanza". *Íconos - Revista de Ciencias Sociales*, n° 36 (enero), 81–95. <https://doi.org/10.17141/iconos.36.2010.394>.
- Honnay, Olivier, Hans Jacquemyn, Beatrijs Bossuyt, y Martin Hermy. 2005. "Forest Fragmentation Effects on Patch Occupancy and Population Viability of Herbaceous Plant Species". *New Phytologist* 166 (3): 723–36. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x>.
- Honorio, Eurídice, y Timothy Baker. 2010. "Manual para el monitoreo del ciclo del carbono en bosques amazónicos". Lima, Perú: Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana / Universidad de Leeds. https://rainfor.org/wp-content/uploads/sites/129/2022/06/Honorio_Baker2010-Manual-carbono.pdf.
- Houghton, Richard. 2007. "Balancing the Global Carbon Budget". *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 35 (mayo):313–47. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.35.031306.140057>.
- Hurtado, José Leonardo, y Ivan Lizarazo. 2022. "Nuevo índice espectro-temporal para la detección de pérdida forestal en áreas de bosque tropical. Caso de estudio Amazonia colombiana". *Revista Cartográfica*, n° 104, 11–35. <https://doi.org/10.35424/rcarto.i104.1096>.
- INEC. 2024. "Estadísticas Agropecuarias". Instituto Nacional de Estadística y Censos. 2024. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/>.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2001. *Primera comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre cambio climático*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Colombia: Trade Link Ltda. <https://unfccc.int/resource/docs/natc/colnc1.pdf>.

- IPCC. 2007. “Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático”. Ginebra, Suiza: IPCC. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf.
- . 2014. “Resumen para responsables de políticas. En: Cambio climático 2014: Mitigación del cambio climático. Contribución del Grupo de trabajo III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático”. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América: Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J.C. Minx. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGIIIAR5_SPM_TS_Volume_es-1.pdf.
- . 2019. “Resumen para responsables de políticas. En: El cambio climático y la tierra: Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación, la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres”. En prensa: P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/06/SRCCL_SPM_es.pdf.
- JARS. 1996. “Remote Sensing Note”. Japan Association on Remote Sensing. 1996. http://sar.kangwon.ac.kr/etc/rs_note/rsnote/contents.htm.
- Jhorman, Angel. 2022. “Los impactos de la palma aceitera en Ecuador. Un análisis geográfico y multitemporal de la expansión del cultivo y sus relaciones con el sistema socioecológico de la provincia de Esmeraldas”. Tesis Maestría, Quito, Ecuador: Universidad Andina Simón Bolívar. <https://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/8922/1/T3891-MCCSD-Angel-Los%20impactos.pdf>.
- Klinge, H., W. A. Rodrigues, E. Brunig, y E. J. Fittkau. 1975. “Biomass and Structure in a Central Amazonian Rain Forest”. En *Tropical Ecological Systems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research*, editado por Frank B. Golley y Ernesto Medina,

- 115–22. De Estudios Ecológicos. Berlin, Heidelberg: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-88533-4_9.
- Koning, G.H.J, Antonie Veldkamp, y L.O Fresco. 1998. “Land use in Ecuador: A statistical analysis at different aggregation levels”. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 70 (octubre):231–47. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00151-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00151-0).
- Krauss, Jochen, Riccardo Bommarco, Moisès Guardiola, Risto K. Heikkinen, Aveliina Helm, Mikko Kuussaari, Regina Lindborg, et al. 2010. “Habitat Fragmentation Causes Immediate and Time-Delayed Biodiversity Loss at Different Trophic Levels”. *Ecology Letters* 13 (5): 597–605. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>.
- Lambin, Eric, y Patrick Meyfroidt. 2011. “Global Land Use Change, Economic Globalization, and the Looming Land Scarcity”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (febrero):3465–72. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>.
- Landívar, Natalia, Germán Jácome, y Mario Macías. 2011. “La palma africana en la provincia de Los Ríos: negocio agro-empresarial, prebendas estatales y violaciones de derechos campesinos”. *Eutopía. Revista de Desarrollo Económico Territorial*, nº 2, 101–11. <https://doi.org/10.17141/eutopia.2.2010.1031>.
- Lapierre, Michel. 2011. “Mineras, palmicultoras y forestales. Efectos socio ambientales en zonas etnobiodiversas, el caso del norte de la provincia de Esmeraldas, Ecuador. Anuario de Investigación y Desarrollo, 2010-2011”. *Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas PUCESE - Centro de Investigación y Desarrollo* 1 (1): 7–20.
- Lapierre, Michel, y Aguasantas Macías. 2019. *Extractivismo, (neo)colonialismo y crimen organizado en el norte de Esmeraldas, Ecuador*.
- Lausch, Angela, Stefan Erasmi, Douglas King, Paul Magdon, y Marco Heurich. 2016. “Understanding Forest Health with Remote Sensing Part I - A Review of Spectral Traits, Processes and Remote-Sensing Characteristics”. *Remote Sensing* 8 (12): 1029. <https://doi.org/10.3390/rs8121029>.
- León-Yáñez, Susana, Renato Valencia, Nigel Pitman, Lorena Endara, Carmen Ulloa-Ulloa, y Hugo Navarrete. 2011. *Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador*.

- Lewis, Simon L., Gabriela Lopez-Gonzalez, Bonaventure Sonké, Kofi Affum-Baffoe, Timothy R. Baker, Lucas O. Ojo, Oliver L. Phillips, et al. 2009. “Increasing Carbon Storage in Intact African Tropical Forests”. *Nature* 457 (7232): 1003–6. <https://doi.org/10.1038/nature07771>.
- Lindenmayer, David B., y Joern Fischer. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press. https://www.academia.edu/38403852/HABITAT_FRAGMENTATION_and_LANDSCAPE_CHANGE.
- Little, Paul E. 1992. *Ecología política de Cuyabeno: el desarrollo no sostenible de la Amazonía*. 1era ed. Quito, Ecuador: ABYA-YALA, ILDIS. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/51124.pdf>.
- Lopez, Santiago, Rodrigo Sierra, y Milton Tirado. 2010. “Tropical Deforestation in the Ecuadorian Chocó: Logging Practices and Socio-spatial Relationships”. *Geographical Bulletin - Gamma Theta Upsilon* 51 (mayo).
- Lu, Dengsheng. 2005. “Aboveground biomass estimation using Landsat TM data in the Brazilian Amazon”. *International Journal of Remote Sensing* 26 (12): 2509–25. <https://doi.org/10.1080/01431160500142145>.
- . 2006. “The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation”. *International Journal of Remote Sensing* 27 (7): 1297–1328. <https://doi.org/10.1080/01431160500486732>.
- Lu, Dengsheng, Qi Chen, Guangxing Wang, Lijuan Liu, Guiying Li, y Emilio Moran. 2016. “A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems”. *International Journal of Digital Earth* 9 (1): 63–105. <https://doi.org/10.1080/17538947.2014.990526>.
- MAATE. 2017. “Código Orgánico del Ambiente”. Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/01/CODIGO_ORGANICO_AMBIENTE.pdf.
- . 2022. “Plan estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas 2022 - 2032”. http://esacc.corteconstitucional.gob.ec/storage/api/v1/10_DWL_FL/eyJjYXJwZXRhIjoicm8iLCJldWlkIjoiZjdjYTJiMzItOTAwNC00OTk5LTk0NGItY2QxNmFlOTRkMWIxLnBkZiJ9.
- . 2023. “Monitoreo Satelital – Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques”. *Mapa interactivo* (blog). 2023. <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/> y http://snmb.ambiente.gob.ec/snmb/?page_id=713.

- Macaroff, Anahí, Andrea Bonilla, Carlos Pástor, David Singaña, Esteban López, Geovanna Lasso, Heidi Cepeda, et al. 2019. *Atlas Los Grupos Económicos Agroalimentarios ¿Quién decide lo que producimos, exportamos y consumimos?* 1. ed. Quito, Ecuador: Ediciones La Tierra. <https://www.rosalux.org.ec/atlas-de-los-grupos-economicos-agroalimentarios-del-ecuador/>.
- MAE. 2014. “Resultados de la Evaluación Nacional Forestal”. Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE), Proyecto “Manejo Forestal Sostenible ante el Cambio Climático (MFSCC)” de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). http://190.152.46.74/documents/10179/185860/Evaluaci%C3%B3n+Nacional+Forestal_NREFD+1.pdf/955aaa38-34b6-4b4d-9278-8fe915df893f.
- . 2019. “Proyecto Socio Bosque”. https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2020/07/12.SOCIO_BOSQUE.pdf.
- Mayorga, Rafael, Pedro Camilo Alcantara Concepcion, Rutilio Castro, Tania Fernández, Jose Palacio, Alejandro Velázquez, Jean Mas, José Gallegos, Bocco Gerardo, y E. Ezcurra. 2002. “Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México” 62 (enero). <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906202.pdf>.
- Minda, Pablo A. 2004. “La deforestación en el norte de Esmeraldas (Eloy Alfaro y San Lorenzo)”. <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/8468>.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería. 2020. “Palmicultores pueden beneficiarse de simplificación tributaria y BPA para fortalecer el sector”. 2020. <https://www.agricultura.gob.ec/palmicultores-pueden-beneficiarse-de-simplificacion-tributaria-y-bpa-para-fortalecer-el-sector/>.
- Ministerio del Ambiente. 2001. “Comunicación Nacional República del Ecuador Convención Marco de las Naciones Unidas Cambio Climático”. Quito, Ecuador: Comité Nacional sobre el Clima, Proyecto ECU/99/G31 Cambios Climáticos. <https://unfccc.int/resource/docs/natc/ecunc1s.pdf>.
- . 2015. “Estadísticas de Patrimonio Natural. Datos de bosques, ecosistemas, especies, carbono y deforestación del Ecuador continental”. Quito, Ecuador. <http://190.152.46.74/documents/10179/1149768/Estadisticas+Patrimonio+Natural.pdf/cee8e496-c60e-49c3-b918-5dc7885bff0d>.
- . 2017. “Acuerdo Ministerial No. 072”. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/03/ACUERDO-72-COTACACHI-CAYAPAS.pdf>.

- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. 2022. “Compendio Estadístico Ambiental y del Recurso Hídrico 2021”. Quito. <https://nextcloud.ambiente.gob.ec/index.php/s/s5TyprN8amas5rR>.
- . 2023. “Mapa interactivo”. 2023. <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. 2016. “Bosques para el Buen Vivir - Plan de Acción REDD+ Ecuador (2016-2025)”. https://redd.unfccc.int/files/plan_accion_redd.pdf.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2007. “Plan de Manejo de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas”. En , Proyecto GEF Ecuador: Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP-GEF). Quito. https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Andres-Garzon-Delvaux/publication/334131968_Contribution_to_the_financial_aspects_and_scenarii/links/5d19de23a6fdcc2462b4e204/Contribution-to-the-financial-aspects-and-scenarii.pdf.
- . 2016. *Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador*. Quito, Ecuador. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/ECUBUR1.pdf>.
- . 2017. “Tercera Comunicación Nacional del Ecuador sobre Cambio Climático”. Quito, Ecuador. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/10/TERCERA-COMUNICACION-BAJA-septiembre-20171-ilovepdf-compressed1.pdf>.
- Ministerio del Ambiente y Agua. 2020. “Plan de Manejo Del Parque Nacional Cotacachi Cayapas”. Ministerio del Ambiente y Agua, Conservación Internacional Ecuador, Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF). <https://policycommons.net/artifacts/1587278/plan-de-manejo-del/2277047/>.
- Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. 2005. “Primera Comunicación Nacional en Cambio Climático de Venezuela”. Caracas, Venezuela: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Fondo Mundial para el Medio Ambiente. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/vennc01.pdf>.
- Mittermeier, Russell A., Patricio Robles Gil, Michael Hoffman, John Pilgrim, Thomas Brooks, Cristina Goettsch Mittermeier, John Lamoreux, y Gustavo AB da Fonseca. 2004. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. 1st English ed. Vol. 393. Mexico City, Mexico: CEMEX.

- https://www.academia.edu/1438756/Hotspots_revisited_Earths_biologically_richest_and_most_endangered_terrestrial_ecoregions.
- Morales, M, L Naughton-Treves, y L Suárez. 2016. *Seguridad en la tenencia de la tierra e incentivos para la conservación de bosques*. Quito, Ecuador: ECOLEX. https://issuu.com/marcosguevara/docs/seguridad_en_tenencia_de_tierra_e_i.
- Moreno, Maria. 2019. “Racismo ambiental: muerte lenta y despojo de territorio ancestral afroecuatoriano en Esmeraldas”. *Íconos - Revista de Ciencias Sociales*, n° 64 (mayo), 89–109. <https://doi.org/10.17141/iconos.64.2019.3686>.
- Murillo, Diana Carolina Murillo, y William Sacher. 2017. “Nuevas territorialidades frente a la megaminería: el caso de la Reserva Comunitaria de Junín”. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, n° 22 (septiembre), 46–70. <https://doi.org/10.17141/letrasverdes.22.2017.2727>.
- Myers, Norman. 1988. “Threatened Biotas: ‘Hot Spots’ in Tropical Forests”. *Environmentalist* 8 (3): 187–208. <https://doi.org/10.1007/BF02240252>.
- . 1990. “The Biodiversity Challenge: Expanded Hot-Spots Analysis”. *Environmentalist* 10 (4): 243–56. <https://doi.org/10.1007/BF02239720>.
- . 1993. “Tropical Forests: The Main Deforestation Fronts”. *Environmental Conservation* 20 (1): 9–16. <https://doi.org/10.1017/S0376892900037176>.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. da Fonseca, y Jennifer Kent. 2000. “Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities”. *Nature* 403 (6772): 853–58. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- NASA. 2021. “Landsat 8 | Ciencia Landsat”. 30 de noviembre de 2021. <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-8/>.
- Nelson, Bruce W, Rita Mesquita, Jorge L. G Pereira, Silas Garcia Aquino de Souza, Getulio Teixeira Batista, y Luciana Bovino Couto. 1999. “Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon”. *Forest Ecology and Management* 117 (1): 149–67. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00475-7).
- Niklas Schmid, Jan. 2017. “Using Google Earth Engine for Landsat NDVI Time Series Analysis to Indicate the Present Status of Forest Stands”. Institute of Geography, Switzerland: Georg-August-Universität Göttingen. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34134.14402/6>.

- Ninan, K. N., y Makoto Inoue. 2013. "Valuing forest ecosystem services: Case study of a forest reserve in Japan". *Ecosystem Services* 5 (septiembre):78–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.006>.
- Noble, Ian R., y Rodolfo Dirzo. 1997. "Forests as Human-Dominated Ecosystems". *Science* 277 (5325): 522–25. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.522>.
- Ortega, Jazmín, y Dario Arias. 2022. "Análisis de Los Efectos Del Cambio de Uso de Suelo En El Paisaje Del Bosque Húmedo: Una Visión al Año 2022 En La Cuenca Del Río Cayapas-Ecuador". *SATHIRI* 17 (1): 288–311.
- Ortíz, Piedad, José Ponce, y Eduardo Rebolledo. 2014. *Impactos de la actividad minera en la zona norte de la provincia de Esmeraldas*. Quito, Ecuador: CAMAREN. <https://camaren.org/documents/archivo4.pdf>.
- Otavo, Samuel, y Cristian Echeverría. 2017. "Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad". *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88 (4): 924–35. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.
- Palacios, Walter A., y Nubia Jaramillo. 2016. "Árboles amenazados del Chocó ecuatoriano". *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías* 8 (1). <https://doi.org/10.18272/aci.v8i14.508>.
- Palacios, Walter, y Nubia Jaramillo. 2016. "Árboles amenazados del Chocó ecuatoriano". *Avances en Ciencias e Ingeniería* 8 (1) (51–56). <https://doi.org/10.18272/aci.v8i1.508>.
- Pereira, Henrique M., Paul W. Leadley, Vânia Proença, Rob Alkemade, Jörn P. W. Scharlemann, Juan F. Fernandez-Manjarrés, Miguel B. Araújo, et al. 2010. "Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century". *Science* 330 (6010): 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>.
- Pineda, Joselyn Guadalupe, y Cristian Estalin Jaramillo. 2022. "Análisis multitemporal del cambio de cobertura vegetal en la zona de amortiguamiento altoandina del parque nacional Cotacachi-Cayapas (1990-2019)". bachelorThesis. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/11967>.
- Pompa, M. 2008. "Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México". *Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México* 12 (2): 23–34.

- Potter, Christopher. 2015. "Landscape Patterns of Vegetation Canopy Regrowth Following Wildfires in the Sierra Nevada Mountains of California". *Open Journal of Forestry* 5 (7): 723–32. <https://doi.org/10.4236/ojf.2015.57064>.
- Pozo, Verónica. 2017. "Estrategias de sustentabilidad de servicios turísticos en la reserva ecológica Cotacachi Cayapas. Caso: gobernanza de la ruta sagrada". masterThesis, Ibarra, Ecuador: Universidad Técnica del Norte. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/6773>.
- Rangel-Ch, Jesús O. 2004. *Colombia diversidad biótica IV: El Chocó biogeográfico / Costa Pacífica*. Primera edición. Bogotá D.C., Colombia: Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/80776?show=full>.
- Rebolledo, Eduardo, y Pedro Jiménez. 2012. "Afectaciones a la calidad del agua en el norte de la provincia de Esmeraldas producto de la minería aurífera ilegal en el año 2011". En . Esmeraldas: PUCESE. <https://doi.org/10.13140/2.1.4153.0563>.
- Ribadeneira, Mónica Ribadeneira, y Feijó M. Morales. 2020. "Tipología de Tenencia de la Tierra en Áreas Naturales Protegidas del Patrimonio de Áreas Naturales del Estado - Caso de Estudio: Parque Nacional Cotacachi Cayapas". Quito, Ecuador. https://www.usfq.edu.ec/sites/default/files/2021-04/estudio_legal_de_tenencia_de_la_tierra_caso_de_estudio%20PNCC.pdf.
- Saleska, Scott R., Kamel Didán, Alfredo R. Huete, y Humberto R. da Rocha. 2007. "Amazon Forests Green-up during 2005 Drought". *Science (New York, N.Y.)* 318 (5850): 612. <https://doi.org/10.1126/science.1146663>.
- Samanta, Arindam, sangram ganguly, Hirofumi Hashimoto, Sadashiva Devadiga, E. Vermote, Yuri Knyazikhin, Ramakrishna Nemani, y Ranga Myneni. 2010. "Amazon forests did not green-up during the 2005 drought". *Geophysical Research Letters* 37 (marzo). <https://doi.org/10.1029/2009gl042154>.
- Sánchez, Ángel. 2021. *Análisis de cambios en cuerpos de agua mediante el tratamiento de imágenes multiespectrales*. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. https://oa.upm.es/67787/1/TFG_ANGEL_ACEVEDO_SANCHEZ.pdf.
- Sánchez García, Andrea, y Natalia Toral Ruiz. 2014. "Análisis de las capacidades de los sistemas Landsat y E01 para la actualización cartográfica. Estudio de un caso práctico." Info:eu-repo/semantics/bachelorThesis. Madrid: E.T.S.I. en Topografía, Geodesia y Cartografía (UPM). enero de 2014. <https://oa.upm.es/26849/>.
- SENDECO2. 2023. "Precios CO2". 2023. <https://www.sendeco2.com/es/precios-co2>.

- Shi, Hua, Ashibindu Singh, Shashi Kant, Zhiliang Zhu, y Eric Waller. 2005. “Integrating Habitat Status, Human Population Pressure, and Protection Status into Biodiversity Conservation Priority Setting”. *Conservation Biology - CONSERV BIOL*, Conservation Biology, 19 (4): 1273–85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00225.x>.
- Sierra, Rodrigo. 1999. *Propuesta Preliminar de Un Sistema de Clasificación de Vegetación Para El Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. <https://ecociencia.org/propuesta-preliminar-de-un-sistema-de-clasificacion-de-vegetacion-para-el-ecuador-continental/>.
- . 2000. “Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon: The Napo deforestation front, 1986-1996”. *Applied Geography* 20 (enero):1–16. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(99\)00014-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(99)00014-4).
- Sierra, Rodrigo, Oscar Calva, y Alejandra Guevara. 2021. “La Deforestación en el Ecuador, 1990 – 2018. Factores, Promotores y Tendencias Recientes”. Quito, Ecuador: Ministerio de Ambiente y Agua del Ecuador, Ministerio de Agricultura del Ecuador, en el marco de la implementación del Programa Integral Amazónico de Conservación de Bosques y Producción Sostenible. https://www.proamazonia.org/wp-content/uploads/2021/06/Deforestacio%CC%81n_Ecuador_com2.pdf.
- Sierra, Rodrigo, y Jody Stallings. 1998. “The Dynamics and Social Organization of Tropical Deforestation in Northwest Ecuador, 1983-1995”. *Human Ecology - HUM ECOL* 26 (marzo):135–61. <https://doi.org/10.1023/A:1018753018631>.
- Suárez, César Freddy, Luis Germán Naranjo, Juan Carlos Espinosa, y Javier Sabogal. 2012. *Cambio Climático y Biodiversidad en los Andes Tropicales. Parte II: Capítulos de Antecedentes. 9. Cambios en el Uso del Suelo y sus Sinergias con el Cambio Climático*. Sebastián K. Herzog, Rodney Martínez, Peter M. Jorgesen, Holm Tiessen. Paris: Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI), Sao José dos Campos, y Comité Científico sobre Problemas del Medio Ambiente (SCOPE).
- The Nature Conservancy. 2014. “Impulsores de Deforestación y Degradación de Bosques y Emisiones de Carbono en un Escenario Inercial en la Zona de Demostración del Proyecto Net Zero Deforestation”. Quito: The Nature Conservancy (TNC), Gobierno Autónomo Descentralizado de la Provincia de Sucumbíos (GADPS), EcoCiencia, GeoIs.

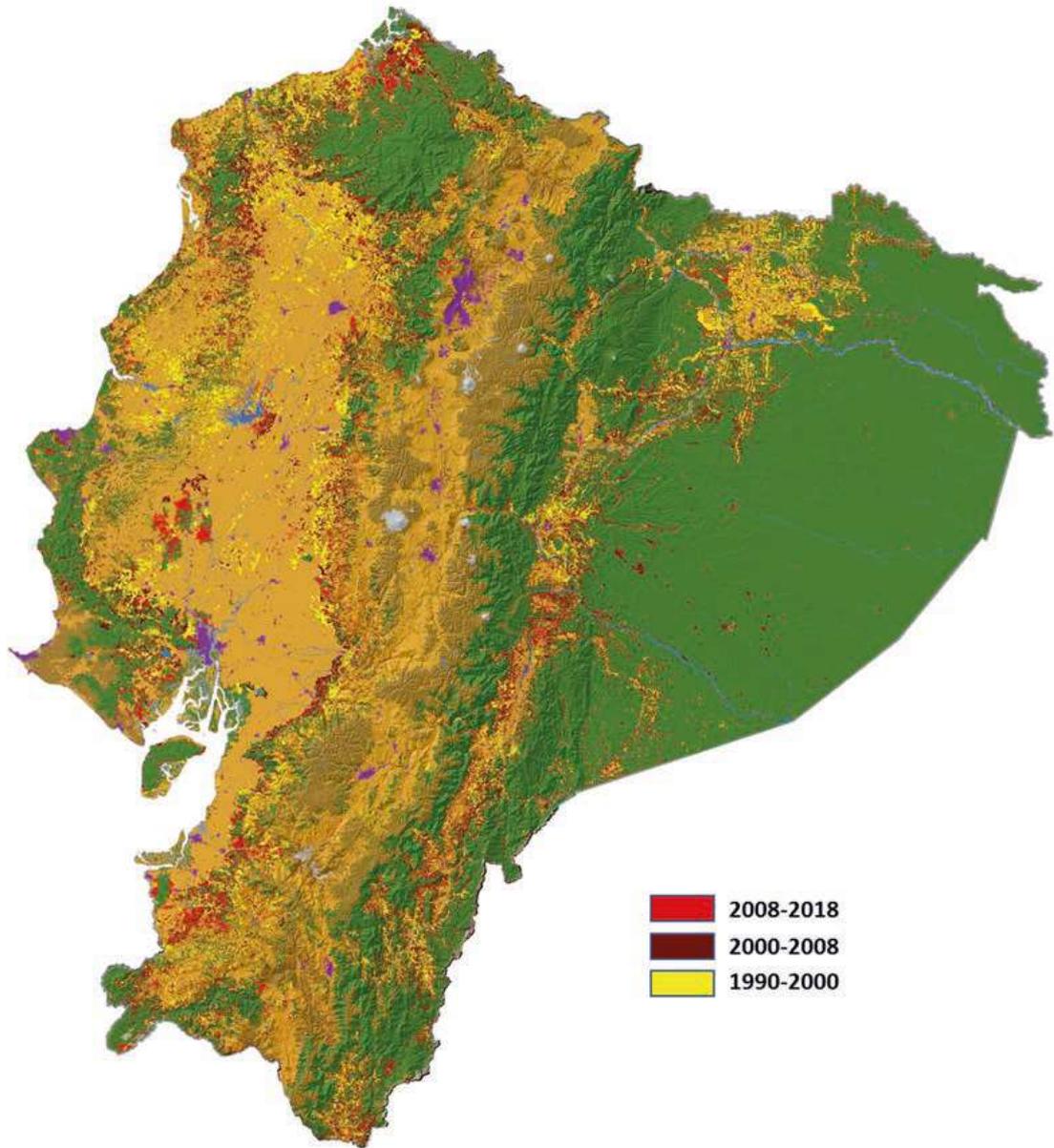
- Torres, Bolier, Richard Fischer, Julio Vargas, y Sven Günter. 2020. *Deforestación en paisajes forestales tropicales del Ecuador: bases científicas para perspectivas políticas*.
- Ulloa, Roberto, ed. 2013. *Biocorredores: una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la Zona de Planificación 1 (Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbíos)*. Ibarra, Ecuador: Dirección Provincial del Ambiente de Imbabura–Coordinación Zonal 1. Mesa Técnica de Trabajo de Biocorredores. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Conservación Internacional Ecuador y Fundación Altrópico. <https://www.conservation.org/docs/default-source/ecuador-documents/biocorredores.pdf>.
- UNEP-WCMC, y UICN. 2023. “The World Database on Protected Areas (WDPA)”. Protected Planet. 2023. <https://www.protectedplanet.net/en>.
- USGS. 2019a. “Manual de usuario de datos Landsat 7 | Servicio Geológico de EE. UU.” Department of the Interior U.S. Geological Survey. 2019. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-7-data-users-handbook>; https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/atoms/files/LSDS-1927_L7_Data_Users_Handbook-v2.pdf.
- . 2019b. “What are the best Landsat spectral bands for use in my research? | U.S. Geological Survey”. Department of the Interior U.S. Geological Survey. 2019. <https://www.usgs.gov/index.php/faqs/what-are-best-landsat-spectral-bands-use-my-research>; https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/atoms/files/LSDS-1574_L8_Data_Users_Handbook-v5.0.pdf.
- Valdés, María Alicia. 2011. “Efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat en la ecología de poblaciones de *Primula vulgaris* L. en bosques cantábricos”. <https://digibuo.uniovi.es/dspace/handle/10651/12713>.
- Verástegui, José. 2000. “Evaluación del cambio de uso de suelo en la región citrícola de Nuevo León”. Phd, Universidad Autónoma de Nuevo León. <https://eprints.uanl.mx/5772/>.
- Viola, Carolina. 2011. “La expansión de los cultivos de palma africana en los cantones fronterizos de la Provincia de Esmeraldas Ecuador”. *DRAFT - Working Paper*, Ecología Política, .

https://www.academia.edu/10197413/Palma_africana_y_desposesion_Ecuador.

- Walker, Wayne S., Seth R. Gorelik, Alessandro Baccini, José Luis Aragón-Osejo, Carmen Josse, Chris Meyer, Marcia N. Macedo, et al. 2020. “The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117 (6): 3015–25. <https://doi.org/10.1073/pnas.1913321117>.
- WCS, FZS, y FCDS. 2020. *Estrategia Regional para Enfrentar la Presencia de Actividad Minera Aurífera Ilegal en el Hotspot Andes Tropicales: Bolivia - Colombia - Ecuador - Perú*. Primera. Lima, Perú: Wildlife Conservation Society. <https://library.wcs.org/Scientific-Research/Research-Publications/Publications-Library/ctl/view/mid/40093/pubid/DMX395380000.aspx>.
- Weigend, Maximilian, Nicolas Dostert, y Eric F Rodríguez-Rodríguez. 2006. “Bosques relictos de los Andes peruanos: perspectivas económicas.” en *Botánica económica de los Andes Centrales*, editado por M. Moraes R. B. Ollgaard, L. P. Kvist, F. Borchsenius y H. Balslev., La Paz: Universidad Mayor de San Andrés, , 130–45.
- Williams, Michael. 2003. *Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis*. University of Chicago Press.
- Wilson, Edward O. 1985. “The Biological Diversity Crisis: Despite unprecedented extinction rates, the extent of biological diversity remains unmeasured”. *BioScience* 35 (11): 700–706. <https://doi.org/10.2307/1310051>.
- Yepes, Adriana, Johana Herrera, Juan Phillips, Edersson Cabrera, Gustavo Galindo, Edwin Granados, Álvaro Duque, Adriana Barbosa, Claudia Olarte, y María Cardona. 2015. “Contribución de los bosques tropicales de montaña en el almacenamiento de carbono en Colombia”. *Revista de Biología Tropical* 63 (1): 69–82.

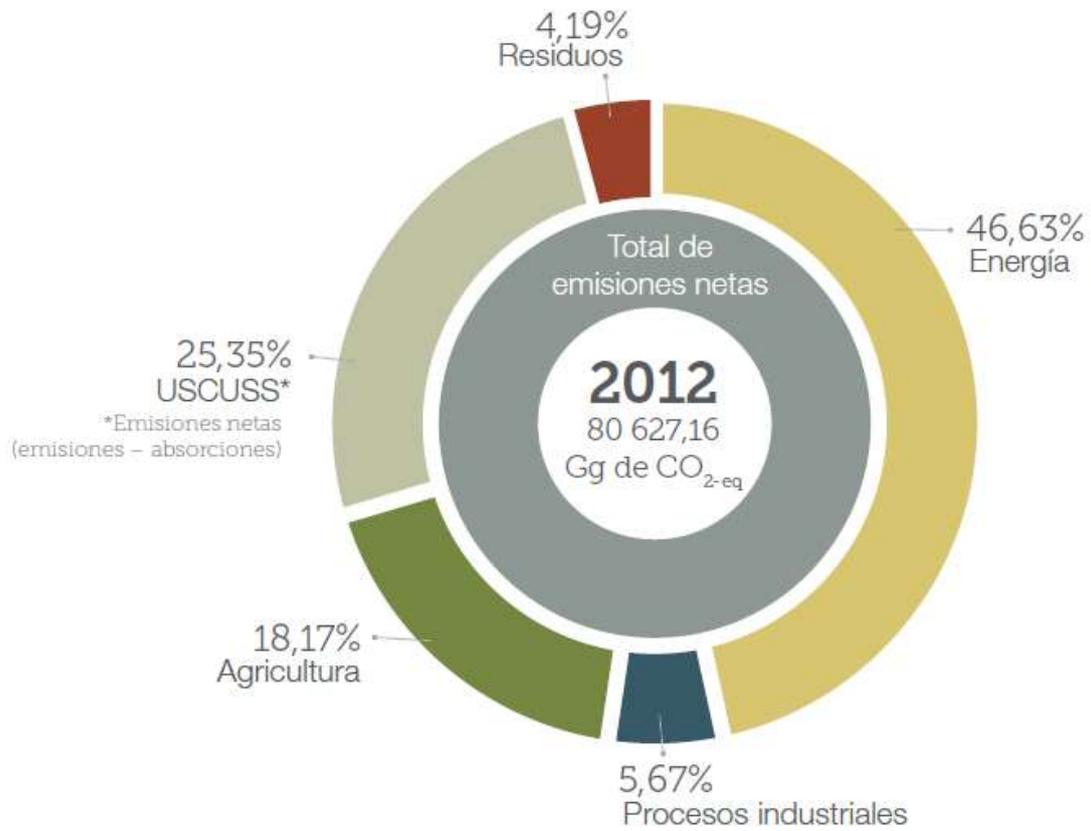
Anexos

Anexo 1: Distribución geográfica de la deforestación en Ecuador



Fuente y elaboración: R. Sierra, O. Calva y A. Guevara. (2021, 28)

Anexo 2: Distribución de emisiones netas del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) en Ecuador, 2012



Fuente y elaboración: Ministerio del Ambiente del Ecuador (2017, 18)

Anexo 3: Definiciones de depósitos terrestres de carbono

El Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016) da a conocer en su Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, la Tabla 25 que contiene las definiciones de los depósitos terrestres de carbono.

Tabla 25
Definiciones de depósitos terrestres

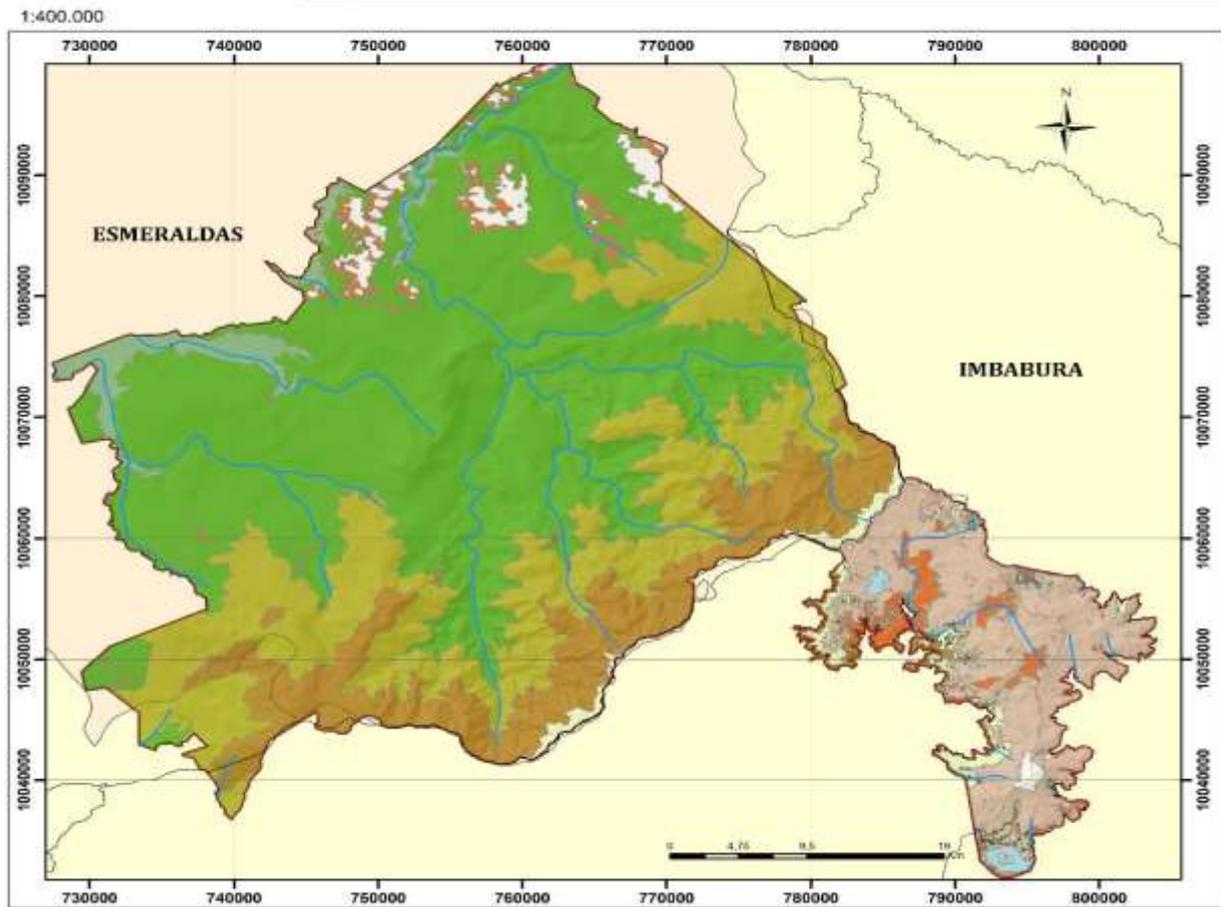
Depósito		Descripción*
Biomasa viva	Biomasa sobre el suelo	Toda la biomasa viva que se encuentra sobre el suelo, incluidos tallos, tocones, ramas, corteza, semillas y follaje. (Cuando el sotobosque es un componente relativamente pequeño del depósito de carbono de biomasa sobre el suelo se puede excluir de las metodologías y datos asociados utilizados en algunos niveles, siempre y cuando los niveles se utilicen de manera coherente en todas las series cronológicas de inventarios).
	Biomasa bajo el suelo	Toda la biomasa viva de raíces vivas. A veces se excluyen raíces finas de menos de 2 mm de diámetro (sugerido) porque generalmente no se pueden distinguir empíricamente de la materia orgánica del suelo o mantillo.
Materia orgánica muerta	Madera muerta	Comprende toda la biomasa boscosa no viva, no contenida en el mantillo, ya sea en pie, superficial o en el suelo. La madera muerta comprende la que se encuentra en la superficie, raíces muertas y tocones de 10 cm de diámetro, o más, o de cualquier otro diámetro, utilizados por el país.
	Mantillo	Comprende toda la biomasa no viva con un diámetro inferior a un diámetro mínimo elegido por el país (por ejemplo, 10 cm) que yace muerta, en varios estados de descomposición, sobre el suelo mineral u orgánico. Incluye las capas de detritus, fúmica y húmica. Las raíces finas vivas (de tamaño inferior al límite de diámetro sugerido para la biomasa bajo el suelo) se incluyen en el mantillo cuando no se pueden distinguir empíricamente de él.
Suelos	Materia orgánica del suelo	Comprende el carbono orgánico en suelos minerales y orgánicos (incluida la turba) a una profundidad especificada, elegida por el país y aplicada coherentemente mediante las series cronológicas. Las raíces finas vivas (de tamaño inferior al límite de diámetro sugerido para la biomasa bajo el suelo) se incluyen con la materia orgánica del suelo cuando no pueden distinguirse empíricamente de ella.

Nota: Las circunstancias de cada país pueden obligar a modificar ligeramente las definiciones de depósito aquí utilizadas. Cuando se utilicen definiciones modificadas, es una buena práctica notificarlas claramente, para asegurarse de que se usen de manera coherente a lo largo del tiempo, y para demostrar que los depósitos no son omitidos ni objeto de doble contabilidad.

Fuente: Ministerio del Ambiente del Ecuador (2016, 84)

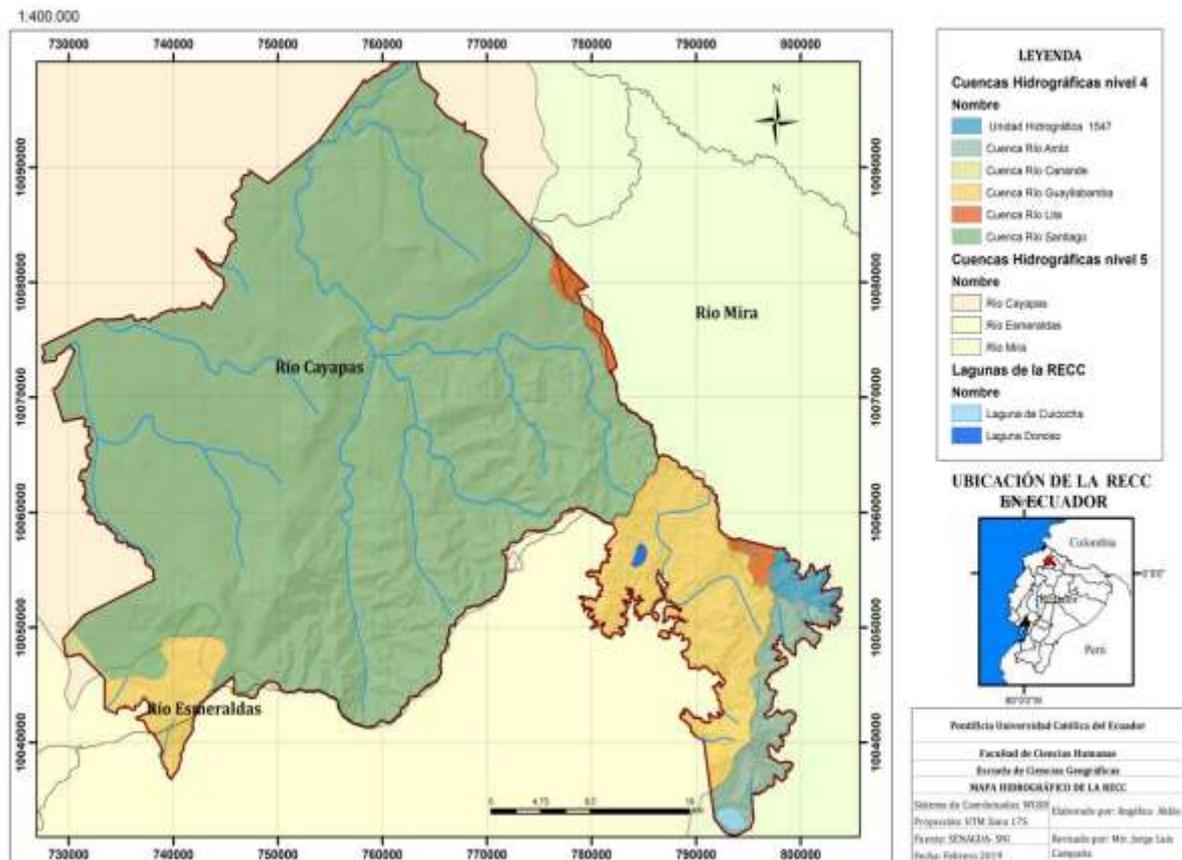
Elaboración: Proyecto TCN/IBA basado en (IPCC, 2003)

Anexo 4: Mapa de ecosistemas y cobertura vegetal del PNCC



Fuente y elaboración: Angélica Aldás (2019, 147).

Anexo 5: Mapa hidrográfico del PNCC



Fuente y elaboración: Angélica Aldás (2019, 26).