

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL PERÚ**

**FACULTAD DE CIENCIAS E INGENIERÍA**



**PUCP**

**CAMBIOS DE USO DE SUELO Y ECOLOGÍA VIAL EN LA  
AMAZONÍA PERUANA: UNA REVISIÓN CRÍTICA**

Tesis para obtener el título profesional de Ingeniera Civil

**AUTORA:**

Ingrid Solange Calixto Aguilar

**ASESOR:**

PhD. Ian Vázquez Rowe

Lima, noviembre de 2019

## RESUMEN

El establecimiento de infraestructura física en los países en vías desarrollo es fundamental para impulsar su crecimiento socioeconómico. Específicamente, la construcción de carreteras en los bosques tropicales representa el primer acceso a lugares remotos con grandes potenciales económicos. Sin embargo, las carreteras en los bosques tropicales también pueden conllevar importantes impactos ecológicos, sociopolíticos y económicos. En particular, al proporcionar acceso a toda el área que atraviesa la vía, la construcción de carreteras es un factor determinante del cambio de uso de suelo. En la actualidad, existe una gran expansión vial en los trópicos y en el Perú. No obstante, un análisis ambiental apropiado de los proyectos es todavía limitado. La poca disponibilidad de información en el Perú es el primer limitante para desarrollar estudios a detalle de los proyectos viales. En ese sentido, mediante esta tesis se busca realizar una revisión teórico-conceptual y metodológica de los cambios de uso de suelo asociados al establecimiento de carreteras en la Amazonía peruana. La revisión de literatura realizada fue descriptiva: se presentó un contexto amplio del tema, un resumen de la información relevante, y una interpretación objetiva de los documentos. En la derivación del caso particular peruano se utilizó la información consolidada, se identificaron los conceptos aplicables y se analizaron nuevamente.

Se identificó que la Amazonía peruana provee importantes servicios ecosistémicos como la preservación de la biodiversidad, el almacenamiento de carbono, la protección de la diversidad cultural y el suministro de recursos naturales (hidrocarburos, minerales, tierra para la agricultura y ganadería). Actualmente, la infraestructura vial cumple un papel crítico en los cambios de uso de suelo, al abrir zonas que antes eran inaccesibles y fomentar la migración de las poblaciones. Entre los cambios de uso de suelo asociados a la expansión de la infraestructura vial se encuentran las actividades agroindustriales a gran escala, la tala selectiva, la agricultura de pequeña escala y la ganadería. Asimismo, existen diversas estrategias que buscan evitar o limitar los cambios de uso de suelo asociados a las carreteras en bosques tropicales. Entre estas estrategias de enfoque se incluyen la gestión espacial de las tierras y la cartografía de carreteras, el establecimiento de las Áreas Naturales Protegidas, el fortalecimiento de la gobernanza ambiental y vial, la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental más completos e infraestructura alternativas de transporte. En Perú, específicamente, se requiere generar mayor conocimiento de la Amazonía peruana y fortalecer la gobernanza política, social y ambiental antes continuar con la expansión de infraestructura vial.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco a Dios, en primer lugar, pues es fuente de vida, luz, amor y esperanza, y es a quien debo todo.

Agradezco a mis padres, Lourdes y Luis, y hermanos, Lesly y Bryan, por su amor, paciencia, confianza y ser mi mayor soporte durante mi vida y etapa universitaria.

A mi asesor, Ian Vázquez Rowe, por el apoyo, aliento, paciencia y las enseñanzas brindadas durante el desarrollo de la tesis.

A mis amigos más cercanos, por su amistad, cariño y compañía durante todos estos años.





3.1.6	Identificación y gestión del cambio de uso de suelo .....	46
3.1.7	Vulnerabilidad al cambio climático .....	48
<b>3.2</b>	<b>AMAZONÍA PERUANA .....</b>	<b>50</b>
3.2.1	Descripción general .....	50
3.2.2	Servicios ecosistémicos .....	54
3.2.2.1	Biodiversidad y áreas protegidas .....	55
3.2.2.2	Reservas de carbono .....	57
3.2.2.3	Diversidad cultural .....	58
3.2.2.4	Actividades socioeconómicas en la Amazonía peruana .....	60
3.2.3	Deforestación, degradación forestal y cambios de uso del suelo .....	62
3.2.3.1	Agricultura y extensión de la frontera agrícola.....	64
3.2.3.2	Tala de árboles .....	66
3.2.3.3	Minería aurífera aluvial.....	67
3.2.4	Efectos de los cambios de uso de suelo en la Amazonía peruana .....	68
3.2.5	Cambio climático y gobernanza forestal.....	70
<b>3.3</b>	<b>DESARROLLO DE CARRETERAS EN LOS BOSQUES TROPICALES ....</b>	<b>72</b>
3.3.1	Descripción general .....	72
3.3.2	Impactos asociados al desarrollo de carreteras en los Bosques Tropicales .....	76
3.3.2.1	Impactos ecológicos.....	77
3.3.2.2	Impactos sociopolíticos .....	78
3.3.2.3	Impactos económicos .....	81
<b>3.4</b>	<b>DESARROLLO DE CARRETERAS EN LA AMAZONÍA PERUANA.....</b>	<b>83</b>
3.4.1	Descripción general, y características .....	83
3.4.2	Gobernanza y legislación asociadas a la construcción de carreteras en la Amazonía peruana.....	87
3.4.3	Impactos en la Amazonía Peruana debido al desarrollo de carreteras ..	89
3.4.3.1	Impactos ecológicos.....	89
3.4.3.2	Impactos socioculturales.....	91
3.4.3.3	Impactos económicos .....	93
<b>3.5</b>	<b>ESTRATEGIAS PARA CONTROLAR LOS IMPACTOS DE LAS CARRETERAS EN LOS BOSQUES TROPICALES .....</b>	<b>94</b>
3.5.1	Gestión espacial de las tierras y cartografía de carreteras .....	96
3.5.2	Establecimiento de Áreas Naturales Protegidas.....	97
3.5.3	Estrategias de gobernanza .....	99

3.5.4	Evaluaciones más detalladas de los proyectos viales .....	102
3.5.5	Infraestructuras alternativas de transporte .....	104
<b>CAPÍTULO 4: CONCLUSIONES.....</b>		<b>107</b>
<b>REFERENCIAS.....</b>		<b>110</b>

**Lista de Tablas:**

Tabla 3.1. Países que tienen mayor área de bosques tropicales (adaptado de FAO, 2015).....	17
Tabla 3.2. Servicios ecosistémicos de los bosques tropicales como contribuciones al logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (Adaptado de FAO, 2018)..	18
Tabla 3.3. Poblaciones estimadas según el tipo de dependencia forestal (Chao, 2012; basado en Byron & Arnold 1999 [1997], SSC 2000 y Tauli Corpuz, 2011).....	23
Tabla 3.4. Producción de madera en rollo ( <i>roundwood</i> ) de los 10 primeros países productores en el mundo (adaptado de FAO, 2017) .....	31
Tabla 3.6. Estimaciones del uso de la tierra en el año 2000 y demanda de tierra adicional para el año 2030 (Lambin & Meyfroidt, 2011) .....	45
Tabla 3.7. Departamentos con mayor área de Amazonía (adaptado de IIAP, 1998) .....	51
Tabla 3.8. Descripción de seis principales tipos de cobertura vegetal en la Amazonía peruana (adaptado de MINAM, 2015a y MINAM, 2015b).....	52
Tabla 3.9. Importancia de los servicios ecosistémicos prestados por las coberturas vegetales de la Amazonía peruana (MINAM, 2015c) .....	54
Tabla 3.10. Importancia de los servicios ecosistémicos que prestan los ecosistemas acuáticos en los ríos amazónicos peruanos (MINAM, 2015c).....	55
Tabla 3.11. Áreas Naturales Protegidas en la Amazonía peruana (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP], 2019) .....	56
Tabla 3.12. Departamentos del Perú con mayores densidades y stocks de carbono (Asner et al., 2014) .....	57
Tabla 3.13. Importancia de las principales amenazas a las coberturas vegetales de la Amazonía peruana (MINAM, 2015c).....	62

Tabla 3.14. Importancia de los diferentes tipos de amenazas a los ecosistemas acuáticos de los ríos amazónicos peruanos (MINAM, 2015c).....	62
Tabla 3.15. Departamentos con mayores áreas amazónicas deforestadas en 2017 (Programa Bosques, 2017).....	64
Tabla 3.16. Área de nuevo uso de la tierra y recrecimiento forestal integrado de 1999 a 2009 y densidad de carbono media (SD) sobre el suelo, en Mg C ha-1 (adaptado de Asner et al., 2010) .....	70
Tabla 3.17. Características de las carreteras oficiales y no oficiales en la Amazonía brasileña (adaptado de Perz et al., 2007) .....	74
Tabla 3.18. Tasa de crecimiento anual promedio de la red vial por subperíodos de la Amazonía, el resto del país y de los departamentos amazónicos (en porcentaje), de 1955 a 2011 (Barrantes et al., 2014).....	83
Tabla 3.19. Porcentaje de Parques Nacionales Terrestres en los trópicos y subtrópicos atravesados por una o más autopistas (existentes o en construcción), o por una o más carreteras principales en 2006 (Caro et al., 2014).....	98
Tabla 3.20. Diez carreteras con los mayores riesgos combinados generados por el Filtro de Carreteras (Malky et al., 2013).....	103
Tabla 3.21. Hidrovías propuestas en la Amazonía peruana en 2010 (Dourojeanni, 2010).....	105

**Lista de Figuras:**

Figura 3.1. Marco de Zonificación Ecológica Global para 2010 de la FAO (extraído de FAO, 2012).....	16
Figura 3.2. Distribución de la mayor biodiversidad del mundo y países con bosques tropicales (extraído de Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014) .....	20
Figura 3.3. Extensión de los sistemas cultivados para el año 2000 (extraído de Millennium Ecosystem Assessment, 2005).....	25
Figura 3.4. Lugares que experimentaron altas tasas de cambio en la cobertura del suelo entre 1980 y 2000 (extraído de Millennium Ecosystem Assessment, 2005) ..	25
Figura 3.5. Fuentes de emisiones de carbono de la deforestación y degradación de bosques tropicales por regiones entre 1990 y 2005 (millones de toneladas de carbono por año (extraído de Elias & May-Tobin, 2011).....	27

Figura 3.6. Reducción de los bosques tropicales (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014) .....	36
Figura 3.7. Transición en el régimen convectivo dominante con escalas crecientes de deforestación (extraído de Khanna et al., 2017) .....	40
Figura 3.8. Estimación de las emisiones de carbono derivadas de la deforestación para la cuenca del Amazonas (1961 - 2000) (Foley et al., 2007) .....	42
Figura 3.9. Retroalimentación climática y procesos impulsados por la redistribución de especies de plantas en latitudes altas (extraído de Pecl et al., 2017) .....	49
Figura 3.10. Extensión del bosque húmedo de la Amazonía Peruana (extraído de MINAM, 2015b) .....	51
Figura 3.11. Mapa etnolingüístico del Perú (extraído de INDEPA, 2010) .....	59
Figura 3.12. Valor Agregado Bruto según actividades económicas para el Perú y la Amazonía peruana en 2017 (elaborado a partir de INEI, 2018b) .....	61
Figura 3.13. Población Económicamente Activa ocupada según actividades económicas a nivel nacional y para la Amazonía en 2017 (elaborado a partir de INEI, 2018b) .....	61
Figura 3.14. Extensión de áreas deforestadas en el período 2001-2017 (extraído de Programa Bosques, 2017) .....	63
Figura 3.15. Deforestación por minería aurífera y precio del oro desde 1985 hasta el 2017 en la Amazonia Suroriental Peruana (extraído de Caballero-Espejo et al., 2018) .....	68
Figura 3.16. Emisiones de GEI por sectores (GgCO <sub>2</sub> eq) (adaptado de MINAM, 2016a) .....	69
Figura 3.17. Valores de Control de Corrupción en el mundo en 2017 (extraído de Banco Mundial, 2017) .....	82
Figura 3.18. Longitud de la red vial de la Amazonía por tipo de rodadura (en kilómetros) entre 1955 a 1998 (Barrantes et al., 2014) .....	84
Figura 3.19. Ubicación de todas las carreteras forestales identificadas en la Amazonía peruana central (Loreto sur y Ucayali norte) (extraído de Novoa et al., 2015) .....	85
Figura 3.22. Diferentes zonas de uso de la tierra a lo largo de la carretera a fines de la década de 1990 (extraído de Mäki et al., 2001) .....	87



Figura 3.21. Carretera interoceánica, bosques y deforestación en la frontera de Perú y Bolivia (Finer & Novoa, 2018) .....90

Figura 3.20. Carretera planteada entre Puerto Esperanza e Iñapari y zonas protegidas que cruzaría (extraído de Finer & Novoa, 2018).....93



# CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

## 1.1 INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales cumplen un importante rol en el mundo, proveen recursos, almacenan una extraordinaria biodiversidad y ecosistemas, regulan los climas globales y regionales, y contienen grandes reservas de carbono, importantes para el control del efecto invernadero. Los bosques tropicales representan los bosques de mayor área, 44% según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2015), y se ubican entre los trópicos de Cáncer y Capricornio, alrededor de la línea ecuatorial, principalmente en la Amazonía, Centroamérica, África Central, Madagascar y el Sudeste Asiático. Específicamente, en el contexto actual de cambio climático antrópico e interés mundial por reducir los gases de efecto invernadero (GEI), el sumidero de carbono que los bosques tropicales representan, 470 mil millones de toneladas de carbono almacenados en su biomasa y suelo (55% de las reservas totales de los bosques), cobra mayor importancia (Pan et al., 2011).

En la actualidad, los bosques tropicales experimentan una de las más altas tasas de deforestación de los bosques. Un mapeo del cambio de cubierta forestal global entre 2000 y 2012 determinó que los bosques tropicales fueron el único dominio climático, entre los cuatro dominios existentes (bosques boreales, templados, subtropicales y tropicales), que presentó tendencias definitivas de deforestación, con un incremento estimado de área perdida de 2,101 km<sup>2</sup> por año (Hansen et al., 2013). Asimismo, entre 1990 y 2015, la FAO (2015) ha estimado la deforestación de 1'953,860 km<sup>2</sup> en los bosques tropicales, un equivalente de 78,154 km<sup>2</sup> por año.

Los bosques tropicales se ubican dentro de la jurisdicción de países en vías de desarrollo, los cuales basan gran parte de su economía en actividades de extracción de recursos naturales por la liquidez casi inmediata que brindan. En estos países, el establecimiento de infraestructura física es fundamental para impulsar el crecimiento socioeconómico. En particular, la construcción de carreteras representa el primer acceso a lugares remotos con grandes potenciales económicos. Sin embargo, la construcción de carreteras en los bosques tropicales también puede conllevar diversos efectos ecológicos como trastornos físicos, alteraciones del clima local y regional, contaminación del ecosistema, alteración de la hidrología, fragmentación del bosque y efectos de borde, mortalidad de especies, invasiones de especies exóticas, conflictos sociales e incremento de la movilidad humana (Duchelle et al., 2010; Laurance et al., 2009; Coffin, 2007; Pfaff et al., 2009).

Los cambios de uso de suelo (LUC, por sus siglas en inglés) son cambios en el uso o la gestión de las tierras por los seres humanos, los que pueden provocar cambios en la cubierta del suelo. Las carreteras promueven el desarrollo regional al conectar a la población, pero también, al reducir los costos de transporte, facilitan el acceso al área que atraviesa la vía. Esta condición convierte a la construcción de carreteras en un factor determinante del cambio de uso de suelo en los bosques tropicales, a través del desarrollo actividades específicas como la especulación de la tierra, la minería ilegal, la explotación de madera y la tala de bosques para la producción de drogas ilícitas (Alamgir et al., 2017; McSweeney et al., 2014; Gallice et al., 2017; Larrea-Gallegos et al., 2017; Kahhat et al., 2019). De este modo, el establecimiento de carreteras también influye en la deforestación y degradación forestal de los bosques tropicales. En la Amazonía brasileña, el 95% de toda la deforestación ocurre dentro de los 5.5 km de caminos pavimentados o no pavimentados (Barber et al., 2014). En efecto, los cambios de uso de suelo son las causas principales de la deforestación y la degradación de los bosques, su incremento en las regiones tropicales los ha convertido en la segunda fuente de emisiones de GEI, luego de la quema de combustibles fósiles y cemento (Pan et al., 2011).

En los bosques tropicales, el desarrollo de las carreteras inicia con la construcción de una carretera oficial a cargo del gobierno. A las carreteras oficiales, le sigue, a menudo, la construcción de carreteras secundarias y terciarias no oficiales, motivadas por intereses personales o económicos (Perz et al., 2007). Las carreteras no oficiales se construyen sin un diseño ingenieril o plan de mitigación, se expanden rápidamente, influyen profundamente en los patrones espaciales de deforestación y aumentan considerablemente la extensión espacial de la interrupción del hábitat (Laurance et al., 2015). En la Amazonía brasileña, se identificó que, entre 1996 y 2001, una red de carreteras no oficiales había ido creciendo a tasas medias anuales elevadas, superando los 40 km de carreteras nuevas por 10 mil km<sup>2</sup> de superficie (Brandão & Souza, 2006). Las carreteras no oficiales, entonces, se relacionan directamente con los cambios de uso de suelo.

La Amazonía peruana abarca el 61% del territorio nacional, y el 71% de su área se distribuye entre los departamentos de Loreto, Ucayali y Madre de Dios (Instituto de investigaciones de la Amazonía Peruana [IIAP], 1998). Estos tres departamentos también representan el 79% del total de carbono almacenado sobre suelo peruano, es decir, alrededor de 5,5 mil millones de toneladas métricas (Asner et al., 2014). El sistema nacional de carreteras del Perú, al 2012, contaba con 140 mil km existentes, 87% no pavimentados y 65% de red vial vecinal, además de 9 mil km proyectados.

Loreto, Ucayali y Madre de Dios albergaban únicamente alrededor del 3% de la red vial oficial al 2012 (Ministerio de Transportes y Comunicaciones [MTC], 2012). No obstante, a pesar de que se sospecha que las carreteras no oficiales tienen una gran extensión en esas regiones (Novoa et al., 2015), se desconoce la cantidad exacta de kilómetros. Se evidencia, entonces, el enorme valor ambiental que representan los bosques tropicales en el Perú, y también el desarrollo vial proyectado para la región. Para lograr una congruencia entre ambos, eliminando o reduciendo al máximo los riesgos ambientales y sociales, es vital identificar dichos riesgos desde las etapas de concepción y establecer las medidas de mitigación más pertinentes. Así, se podría ayudar en gran medida a las partes interesadas en la planificación y ejecución de grandes proyectos de infraestructura vial (Alamgir et al., 2017), especialmente en el Perú, donde existen limitaciones en la evaluación y fiscalización de proyectos viales (Gallice et al., 2017; Mäki et al., 2001). La ecología vial (*road ecology* en inglés), precisamente, es una ciencia que combina el planeamiento del transporte y el diseño e ingeniería de una carretera, con la ecología e hidrología del paisaje en el cual se desarrolla. Busca identificar los impactos ambientales de las carreteras en contextos ecológicos específicos, y así definir métodos de planeamiento o ingenieriles para su mitigación (Perz et al., 2007).

Esta tesis busca revisar, evaluar y resumir objetivamente la literatura referente a los bosques tropicales, los cambios de uso de suelo que suceden en ellos, sus impactos y su relación con la ecología vial, así como identificar alternativas de reducción de los impactos de las carreteras en los bosques tropicales. La finalidad es poner a disposición la información necesaria para ampliar y profundizar el conocimiento del tema en el público interesado. La metodología que se seguirá consistirá en elaborar, en primer lugar, un estado del arte general de los cambios de uso de suelo y la ecología vial en los bosques tropicales. A continuación, se derivarán los conceptos apropiados para entender el caso de la Amazonía peruana; y, finalmente, se plantearán alternativas de enfoque de la ecología vial en la región. Se emplearán artículos científicos publicados en revistas indexadas, informes de noticias, artículos en periódicos, investigaciones en curso, artículos de opinión de expertos, libros y manuales, informes elaborados por instituciones u organizaciones, documentos públicos como propuestas de proyectos, entre otros.

## **1.2 JUSTIFICACIÓN**

La ecología vial es una ciencia próspera en países desarrollados. Estados Unidos cuenta con el Centro de Ecología Vial (REC, por sus siglas en inglés), uno de los

pocos centros de investigación y educación enteramente dedicados a ecología vial en el mundo; y en Canadá se sitúa el Grupo de Ecología Vial de Ontario. Sin embargo, en los países tropicales, a pesar de que se hayan desarrollado ciertos estudios detallados en Brasil, Malasia e Indonesia (Soares-Filho et al., 2004; Alamgir et al., 2018; Sloan et al., 2018), existen aún grandes oportunidades de desarrollo en la ecología vial. En la Amazonía peruana, específicamente, aún no se tienen estudios íntegros de las carreteras pero sí se han llegado a identificar impactos asociados específicos como disminución de la calidad del aire, colonización descontrolada, deforestación, extracción de recursos y conflictos sociales (Larrea-Gallegos et al., 2017; Gallice et al., 2017). Adicionalmente, en Perú, la proyectada ampliación de la longitudinal de la selva y la promulgación de la Ley 30723 evidencian el interés del gobierno por continuar con la expansión vial en la región. La Ley 30723 declara que es de prioridad e interés nacional la construcción de carreteras en zonas de frontera y el mantenimiento de trochas carrozables, caminos por donde circulan vehículos automotores, construidos con un mínimo de movimiento de tierras con una sección transversal que permite el paso de un solo vehículo (MTC, 2006) en el departamento de Ucayali. Esta ley fue aprobada en enero de 2018 y, aunque existe en la actualidad un pedido para su derogación, está aún vigente. La creación de carreteras no oficiales sucederá indudablemente al establecimiento de vías oficiales, y su estudio es similar o incluso más importante, debido a los impactos más serios que conllevan a causa de su alta densidad y rápida y descontrolada expansión (Perz et al., 2007).

Es sumamente importante para el país llevar a cabo estudios detallados que incluyan todos los beneficios y riesgos potenciales que implica el desarrollo de proyectos de infraestructura vial en los bosques amazónicos, para que así puedan ser evaluados de forma efectiva (Alamgir et al., 2017). Sin embargo, la poca disponibilidad de información en el Perú es el primer limitante para desarrollar estudios de ese nivel. En ese sentido, mediante esta tesis se busca brindar una conceptualización y caracterización de ecología vial, y en ella, de las dinámicas y riesgos asociados a los cambios de uso de suelo en la Amazonía peruana; así como señalar y describir los puntos críticos para un análisis apropiado.

### **1.3 OBJETIVOS**

#### **1.3.1 Objetivo general**

Realizar una revisión teórico-conceptual de los cambios de uso de suelo y actividades antrópicas asociados al establecimiento de carreteras en los bosques tropicales y bosques amazónicos peruanos.

### 1.3.2 Objetivos específicos

- Identificar y caracterizar los ecosistemas de los bosques tropicales y los servicios ecosistémicos que proveen;
- Definir y explicar los cambios de uso de suelo que ocurren en los bosques tropicales, sus consecuencias;
- Describir la Amazonía peruana, los servicios ecosistémicos que provee y los cambios de uso de suelo que suceden en ella;
- Detallar el desarrollo de carreteras en ecosistemas de bosques tropicales y los riesgos que suponen;
- Explicar las dinámicas específicas de los cambios de uso de suelo asociados al establecimiento de carreteras en los bosques tropicales, en general, y en la Amazonía peruana, en específico;
- Analizar las estrategias para controlar los impactos negativos de las carreteras en los bosques tropicales y en la Amazonía Peruana.



## **CAPÍTULO 2: ALCANCE Y METODOLOGÍA**

### **2.1 ALCANCE**

En esta tesis, se busca reconocer y detallar los procesos ecológicos y ambientales que se desarrollan en los ecosistemas de bosques tropicales, cómo se han ido modificando, y las causas asociadas a esos cambios. Asimismo, se pretende explicar los conceptos fundamentales que estudia la ecología vial en los bosques tropicales y describir el contexto general y específico bajo el cual se conciben. Particularmente, se analizan estos conceptos en la Amazonía peruana.

Se pretende detallar alternativas de enfoque para la reducción de los impactos socio ambientales de los proyectos de infraestructura vial en los bosques tropicales, e identificar los aspectos útiles y aplicables en la Amazonía peruana. Por ese motivo, se revisan también estudios de ecología vial en otras regiones de bosques tropicales con condiciones similares a las de la Amazonía peruana. El límite temporal de la información analizada es de 20 años, en los que se exceptuó documentos con información teórica fundamental.

### **2.2 METODOLOGÍA**

Esta tesis surgió con el objetivo de entender las dinámicas y los riesgos de los cambios de uso de suelo relacionados a la construcción y mejoramiento de carreteras formales e informales en la Amazonía peruana. Por lo tanto, se analizan primero los conceptos generales en los bosques tropicales, y luego se derivan a la Amazonía peruana. Este procedimiento se siguió para tres temáticas: la caracterización de los bosques tropicales, el desarrollo de carreteras en los bosques tropicales, y el planteamiento de alternativas para controlar los impactos negativos de las carreteras en los bosques tropicales. Según su importancia y alineamiento con el tema, la información es analizada con diversos niveles de exhaustividad.

Debido a que el tema bajo estudio tiene una serie de aristas complejas desde una perspectiva científica, política o social, la información analizada incluyó fuentes primarias, como artículos científicos o investigaciones originales, e información recopilada por agencias gubernamentales (censos y estadísticas); fuentes secundarias, como revisiones de otros artículos y resultados, artículos de opinión de expertos, libros y manuales, informes elaborados por instituciones u organizaciones; y fuentes terciarias, como documentos públicos y propuestas de proyectos, noticias publicadas en revistas o periódicos, y mapas y gráficos.

La revisión literaria se realizó considerando los siguientes criterios: un límite temporal de 20 años, el tipo de fuente según lo señalado en el párrafo anterior y la información que contiene cada fuente. Los temas principales son el desarrollo de carreteras formales e informales en los bosques tropicales y la Amazonía Peruana, y los cambios de uso de suelo y las actividades antrópicas asociados. Entre los temas secundarios se incluyen la caracterización de los bosques tropicales, los servicios ecosistémicos de los bosques tropicales, la deforestación y los efectos de los cambios de uso del suelo en los bosques, el cambio climático, los impactos sociales, ambientales, económicos, políticos de las carreteras en los bosques tropicales, y la gestión de las tierras. Asimismo, según se fueron recopilando las fuentes secundarias, también se fueron adicionando fuentes primarias y subtemas adicionales. Se compilaron alrededor de 160 artículos, y las revistas seleccionadas fueron *Current Biology*, *Science*, *Nature*, *Development and Change*, *Forest Ecology and Management*, *Economics Discussion Papers*, *Frontiers in Ecology and the Environment*, *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, *Nature Climate Change*, *Ciencia e Investigación Agraria*, *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *Conservation Letters*, *Trends in Ecology & Evolution*, *Biological Conservation*, entre otras. Las páginas web utilizadas fueron: ScienceDirect, Springer Nature, Intech Open, MAAP - Monitoring of the Andean Amazon Project, Mongabay, PLOS ONE, Science Xpress, entre otras. Y se utilizó la información de las siguientes organizaciones: Fauna & Flora International, Banco Mundial, Gobierno del Perú, Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI), entre otras.

En la elaboración del estado del arte se siguieron las técnicas de una revisión de literatura descriptiva o, también llamada, narrativa. Según Guirao Goris (2015), en vista de que la finalidad principal es la actualización académica, se debe presentar un contexto amplio del tema, un resumen de la información relevante, y una interpretación objetiva de los documentos primarios, consolidando la teoría y los conceptos. En cada ítem seleccionado, se consideraron diversos enfoques del tema y también se reconocieron vacíos importantes de información.

En la derivación del caso particular peruano se utilizó la información previamente consolidada, se identificaron los conceptos aplicables y se analizaron una vez más en el contexto de la Amazonía peruana. No obstante, el análisis estuvo limitado a la información disponible de las particularidades peruanas. En todo caso, se procuró llegar a la conclusión última posible.



## CAPÍTULO 3: ESTADO DEL ARTE

### 3.1 BOSQUES TROPICALES

#### 3.1.1 Descripción general

Se denominan bosques tropicales a los bosques ubicados en la zona delimitada por los trópicos de Cáncer y Capricornio, entre las latitudes 25° N y 25° S. Esta parte del planeta suele tener dos estaciones: húmeda y seca. Los tres principales tipos de bosques tropicales se distinguen por las diferencias en la distribución de las precipitaciones a lo largo del año y se muestran en la Figura 3.1. La selva tropical se caracteriza por tener una estación seca muy corta o nula (entre 0 a 3 meses); el bosque tropical húmedo, una estación seca corta (entre 3 a 5 meses); y el bosque tropical seco, o caducifolio húmedo, una estación seca más larga que la estación húmeda (entre 5 a 8 meses). Adicionalmente, se ubican los matorrales tropicales con clima semiárido; las sabanas tropicales que son paisajes amplios de pastos con algunos árboles y con estación seca todos los meses; y el sistema montañoso tropical con una altitud mayor a 1,000 m (FAO, 2012; Elias & May-Tobin, 2011).

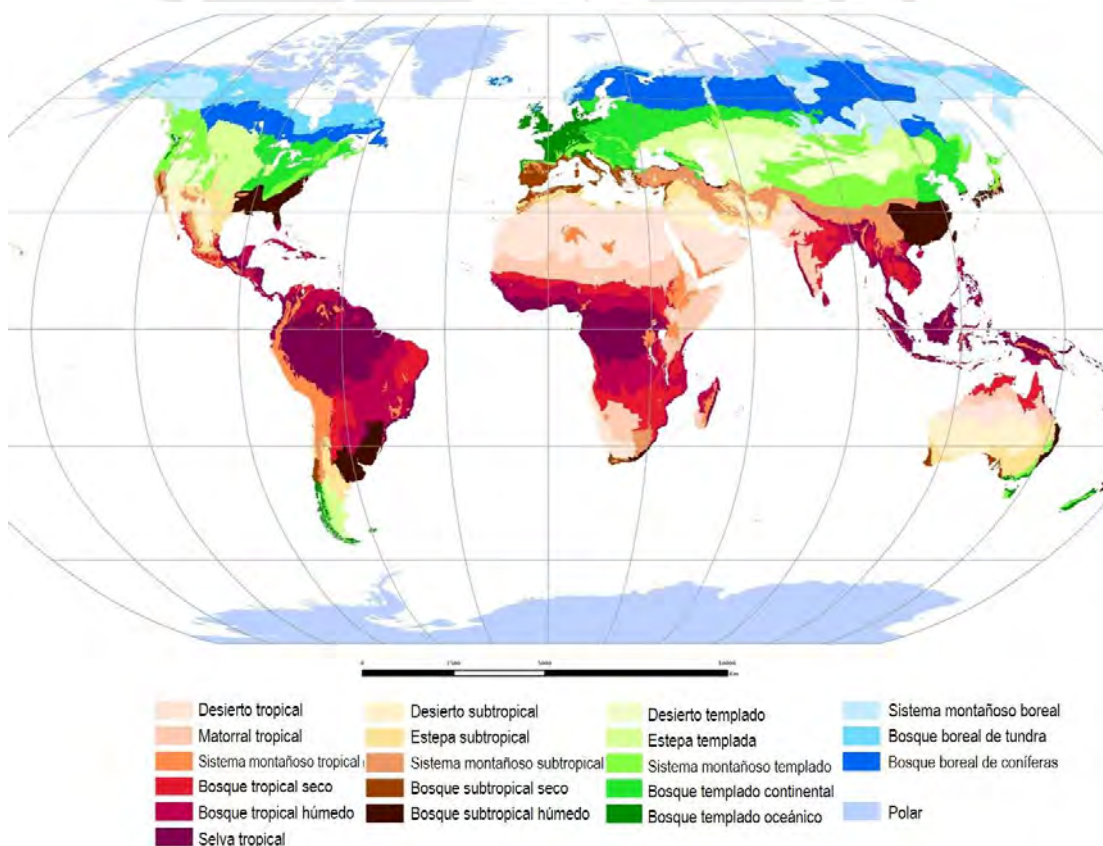


Figura 3.1. Marco de Zonificación Ecológica Global para 2010 de la FAO (extraído de FAO, 2012)

Los bosques tropicales abarcan alrededor de 17.7 millones de km<sup>2</sup>, representan el área más grande de los biomas forestales mundiales (alrededor del 50%) y ocupan el terreno de 142 países, algunos de los cuales se muestran en la Tabla 3.1 (FAO, 2015; Pan et al., 2011). Esta área, sin embargo, ha ido reduciéndose debido a los ciclos de deforestación que han experimentado los bosques tropicales. Entre 1990 a 2015, se perdieron casi 2 millones de km<sup>2</sup> de selva, siendo los países que perdieron mayor área Brasil, Indonesia, Myanmar, Paraguay, El Congo, Bolivia y Perú (FAO, 2015).

**Tabla 3.1. Países que tienen mayor área de bosques tropicales (adaptado de FAO, 2015)**

País	Región	Área (ha)	Área (% del total)
Brasil	Sudamérica	493,538	27.88%
República Democrática del Congo	África central	152,578	8.62%
Indonesia	Sudeste de Asia	91,010	5.14%
Perú	Sudamérica	73,973	4.18%
India	Sur de Asia	70,682	3.99%
Colombia	Sudamérica	58,502	3.30%
Angola	África meridional	57,856	3.27%
Bolivia	Sudamérica	54,764	3.09%
Zambia	África meridional	48,635	2.75%
Venezuela	Sudamérica	46,683	2.64%
República Unida de Tanzania	África oriental y meridional	46,060	2.60%
Mozambique	África oriental y meridional	37,940	2.14%
Papúa Nueva Guinea	Oceanía	33,559	1.90%
Birmania	Sur de Asia	29,041	1.64%
Gabón	África occidental y central	23,000	1.30%
Bosques tropicales globales		1'770,156	100%

La estructura y la composición de los bosques tropicales varían según el clima, la geología, la fertilidad del suelo, la vegetación y los regímenes de perturbaciones naturales y antrópicas. Los bosques amazónicos, por ejemplo, se localizan en terrenos llanos, sus suelos no son ricos en nutrientes y la precipitación en la región varía entre 2000 a 3500 mm al año con una estación seca moderadamente fuerte de junio a octubre (Laurance et al., 2011). En esta tesis, el enfoque es el bioma de las selvas tropicales (*tropical rainforests*), localizado principalmente en la Amazonía, Centroamérica, África Central, Madagascar y el Sudeste Asiático (Figura 3.1), y más

específicamente, la Amazonía. Sin embargo, de acuerdo a la información disponible, también se estudian los tres tipos de bosques tropicales en general.

### 3.1.2 Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que el ecosistema brinda a los seres humanos y de los cuales dependen fundamentalmente. Estos incluyen servicios de aprovisionamiento como alimentos, agua, madera, fibra y carbón; servicios de regulación que afectan el clima, las inundaciones, las enfermedades, los incendios y la calidad del agua; servicios culturales que proporcionan beneficios recreativos, estéticos y espirituales; y servicios de apoyo, tales como formación de suelos, fotosíntesis y ciclos de nutrientes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Los servicios ecosistémicos de los bosques tropicales contribuyen con el logro de gran parte de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030, establecidos en 2015. En la Tabla 3.2, se indican los servicios ecosistémicos específicos que contribuyen al logro de ODS determinados. Asimismo, en las secciones siguientes, se detallan los servicios ecosistémicos de los bosques tropicales que se consideraron más importantes.

**Tabla 3.2. Servicios ecosistémicos de los bosques tropicales como contribuciones al logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (Adaptado de FAO, 2018)**

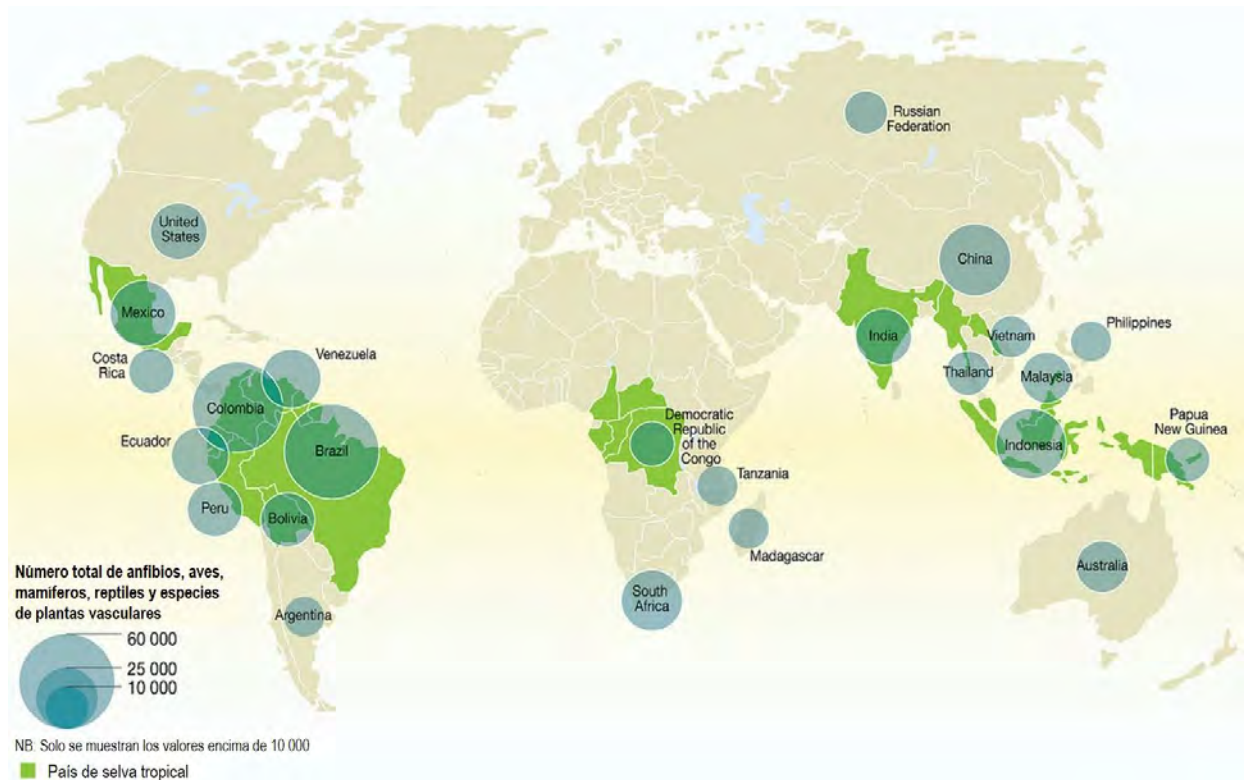
ODS	Servicios ecosistémicos de los bosques tropicales y estrategias
ODS 1 – Erradicación de la pobreza	Rentabilidad potencial de las actividades de extracción de madera, de los Productos Forestales No Maderables (PFNM), como semillas, fibra o fruta, y de los pagos por servicios ambientales. Además, los bosques incrementan la resiliencia de las poblaciones frente a desastres naturales y el cambio climático.
ODS 2 – Lucha contra el hambre	Abastecimiento de recursos forestales, alimentos, cultivos y animales, los cuales deben ser aprovechados de un modo sostenible. Provisión de leña y carbón vegetal para la cocina de los alimentos y la esterilización del agua.
ODS 6 – Agua potable y saneamiento	Regulación del ciclo del agua y del sistema hidrológico dentro de una cuenca hidrográfica. Disponibilidad de agua limpia: los bosques evitan la erosión y filtran los contaminantes.
ODS 8 – Empleo digno y crecimiento económico	Formalización y ordenamiento de las actividades económicas informales e ilegales que se realizan actualmente en los bosques tropicales (minería, silvicultura, agricultura, ganadería, etc.). El turismo sostenible basado en los bosques tiene el potencial de hacer una contribución económica significativa en algunos países.
ODS 13 – Lucha contra el cambio climático	Regulación del cambio climático global (control del efecto invernadero), y del cambio climático regional y local (ciclos y procesos climáticos a menor escala). Protección a las poblaciones y a los bosques mismos ante desastres naturales como incendios e inundaciones.

ODS	Servicios ecosistémicos de los bosques tropicales y estrategias
ODS 15 – Flora y fauna terrestres	Hábitat de una biodiversidad inmensa, su protección en reservas nacionales es importante, pues se conservan ecosistemas enteros.

### 3.1.2.1 Biodiversidad y áreas protegidas

Los bosques tropicales ocupan sólo el 7% de la superficie de la tierra, pero se estima que contienen más de la mitad de todas las especies en el planeta (Thomas & Baltzer, 2002). En la Figura 3.2 se observa que la gran biodiversidad del mundo se concentra en los bosques tropicales. Esta inmensa biodiversidad se conserva en gran parte mediante el establecimiento de áreas protegidas. Al 2015, la FAO (2015) estimó 3.8 millones de km<sup>2</sup> de bosque tropical en áreas protegidas, cantidad que se ha incrementado en más de 140,000 km<sup>2</sup> desde 1990. Para el mismo año, tres países con mayor área forestal tropical también tenían considerables porcentajes de área forestal bajo algún tipo de protección: Brasil, el 42%; Indonesia, el 35%; y Perú, el 25%.

La Amazonía se ubica en la cuenca del Amazonas, uno de los sistemas de ríos más largos en la Tierra, representa el bosque tropical restante más amplio del mundo (FAO, 2015) y cuenta con una inconmensurable biodiversidad. La diversidad de especies de animales tropicales (en su mayoría insectos) se identifica como una función simple del número de especies de plantas. Esta idea implica que para explicar la diversidad tropical en general se debe, ante todo, estudiar la diversidad de plantas (Thomas & Baltzer, 2002). Así, se estimó la existencia de un total de 390 mil millones de árboles individuales en la Amazonía, una densidad de árboles mediana de 565 árboles/ha, y un número total de especies de árboles de aproximadamente 16 mil. Del total de especies estimadas, 227 (1.4%) representan la mitad de todos los árboles individuales en la Amazonía y 11 mil especies representan solo el 0.12% de todos los árboles en la Amazonia (ter Steege et al., 2013). Estas cifras de especies forestales confirmarían la gran biodiversidad existente en la Amazonía.



**Figura 3.2. Distribución de la mayor biodiversidad del mundo y países con bosques tropicales (extraído de Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014)**

### 3.1.2.2 Regulaciones climáticas

Los bosques tropicales cumplen importantes funciones en la regulación del clima a nivel regional: mantienen tasas altas de humedad y un intercambio constante de energía con la atmósfera, y, al absorber gran parte de la radiación solar, tienen un albedo muy bajo (reflectividad de la radiación solar). Asimismo, los bosques tropicales almacenan gran cantidad de carbono orgánico en su biomasa (56%) y suelo (32%) (Pan et al., 2011), y su crecimiento durante todo el año les permite continuar acumulando más carbono (Thomas & Baltzer, 2002). En 2007, se estimó que el stock global de carbono en los todos los bosques era de 861 mil millones de toneladas de carbono; geográficamente, el 55% se localizaba en los bosques tropicales, 32%, en los bosques boreales, y 14%, en los bosques templados (Pan et al., 2011). Por ello, cuando son deforestados o desaparecen, se libera una gran cantidad de carbono en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, contribuyendo al incremento del efecto invernadero.

Las selvas tropicales generalmente tienen una cuenca hidrográfica como su eje central, por lo que el balance de agua, la regulación de las precipitaciones, la regulación de nutrientes, la filtración del agua y el control de inundaciones y sequías en la cuenca son fundamentales (Lovejoy & Nobre, 2018, Rainforest Foundation

Norway & GRID-Arendal, 2014). A su vez, el control de la escorrentía y la filtración del agua permiten que la formación adecuada de los suelos, continuando con el ciclo de vida en los bosques tropicales.

### 3.1.2.3 Actividades socioeconómicas

La utilización de recursos naturales es fundamental para el desarrollo de las sociedades humanas. Los bosques tropicales albergan una cantidad inmensa de recursos esenciales además de generar trabajos e ingresos necesitados en países en vías de desarrollo. En ese sentido, es lógico que la deforestación tropical se considere una inherente compensación social (Foley et al., 2007). Según la FAO (2015), en 2010, cerca de 12.7 millones de personas estaban empleadas en silvicultura y tala (a tiempo completo) en todos los bosques globales, el 80% del cual se ubicaba en bosques tropicales y el 79 % en Asia. Esto podría indicar que el mayor porcentaje de trabajadores se ubica en los bosques tropicales asiáticos. Sin embargo, existen muchos datos no reportados, especialmente de los empleos informales y/o ilegales. También se indicó que, entre 1990 a 2015, el empleo en la silvicultura y la explotación forestal en los bosques tropicales se mantuvo relativamente estable.

Entre las actividades económicas que se desarrollan en los bosques tropicales se encuentran la agricultura, la ganadería, la extracción de minerales e hidrocarburos, y la silvicultura. El tipo de actividad que se desarrolle difiere de un lugar a otro, y depende del país, de la región específica, y de quien la lleve a cabo. En América Latina, por ejemplo, el cultivo de soya ocupa amplias áreas de terreno y es administrado mayormente por grandes empresas (Elias & May-Tobin, 2011). En Asia, en cambio, la palma aceitera es el cultivo dominante, aunque tiene planes de expansión también en la Amazonía y África (Meijaard et al., 2018).

De igual forma, se desarrollan proyectos de infraestructura para el aprovechamiento de recursos, como represas hidroeléctricas, proyectos de minería y proyectos de extracción de hidrocarburos. Estos proyectos, no obstante, suelen asociarse con la generación de impactos negativos en el medio ambiente cuando se ubican dentro de los bosques tropicales. Por ejemplo, la construcción de la represa de Balbina, en Brasil, con una capacidad de generación de energía de 250 MW, inundó 3,129 km<sup>2</sup> de bosques, causó el desplazamiento de gran parte de la población, entre ellos, la comunidad indígena de Waimiri-Atroari, y, desde su inauguración hace tres décadas, ha causado la extinción del 70% de especies de vertebrados medianos y grandes dentro del área del reservorio (Benchimol & Peres, 2015). Asimismo, se menciona

que, debido al metano liberado del reservorio, la presa Balbina emite más GEI que el equivalente nivel de producción generado usando carbón como fuente de energía (Henderson, 2018). Efectos similares se han observado en las represas de Tucuruí (Brasil) y Guri (Venezuela). Por el contrario, cuando las centrales hidroeléctricas no se localizan al interior de los bosques, el impacto que tienen en el medio ambiente disminuye. En las presas ubicadas en los Andes peruanos se ha calculado que, por unidad de energía generada, se tienen muy pocas emisiones de GEI, esto debido al poco carbono almacenado en el suelo. Además, el efecto sobre la biodiversidad también es mucho menor (Verán-Leigh & Vázquez-Rowe, 2019).

Entre los proyectos de extracción de hidrocarburos se puede mencionar al Tramo I y Ramal Norte del Oleoducto Norperuano (Perú) y la refinería Esmeraldas (Ecuador). Los proyectos de infraestructura incrementan su impacto en el medio ambiente al requerir vías de acceso y claros para su construcción, y, en el caso de la minería y los hidrocarburos, la contaminación asociada a los procesos extractivos también podría ser especialmente nociva. Las dinámicas de la deforestación y degradación de los bosques tropicales a causa de los cambios de uso del suelo y sus consecuencias se detallan en las secciones 3.1.3 y 3.1.4.

#### 3.1.2.4 Ámbito sociocultural

Los servicios ecosistémicos socioculturales abarcan la representatividad y el valor cultural que tienen los bosques en las comunidades que los habitan. Las poblaciones o pueblos del bosque (*forest people*) son aquellas que viven en los bosques, tienen derechos consuetudinarios (costumbres aceptadas como normas obligatorias de la conducta de una comunidad) sobre ellos, y dependen principal y directamente del bosque tanto para su subsistencia como para el comercio de productos forestales silvestres y otras actividades (Chao, 2012). El Banco Mundial estimó que más de 1.6 mil millones de personas en todo el mundo dependen en mayor o menor grado de los bosques para su sustento. De estos, aproximadamente 350 millones de personas viven dentro o adyacentes a bosques densos y dependen en gran medida de estas áreas para su subsistencia e ingresos, mientras que cerca de 60 millones de indígenas son casi totalmente dependientes de los bosques (Banco Mundial, 2002). También se estimó que, en las selvas tropicales, existen 805 millones de personas de los bosques (Chomitz et al., como se citó en Chao, 2012). En la Tabla 3.3 se muestran las poblaciones dependientes de los bosques según el nivel de dependencia.

**Tabla 3.3. Poblaciones estimadas según el tipo de dependencia forestal (Chao, 2012; basado en Byron & Arnold 1999 [1997], SSC 2000 y Tauli Corpuz, 2011)**

Tipo de dependencia forestal	Población estimada
Pueblos indígenas que dependen principalmente de los bosques naturales (usualmente dosel cerrado) para sus medios de vida (caza, recolección, agricultura migratoria).	200 millones
Personas rurales que viven en o al margen de bosques naturales, que dependen del bosque como una red de seguridad o para ingresos suplementarios.	350 millones
Pequeños agricultores que cultivan árboles o manejan bosques remanentes para su subsistencia e ingresos.	500 millones – 1,000 millones
Artesanos o empleados en empresas formales o informales que basan sus actividades en el bosque.	45 millones
Total estimado	1,095 – 1,745 millones

Para estas poblaciones, los bosques son fuentes de recursos pero también representan el núcleo de su sociedad y están íntimamente relacionadas a ellos. La tierra es vista de forma global, espiritual e histórica, y ciertos lugares son considerados religiosos. La tierra está intrínsecamente vinculada al culto, el conocimiento colectivo, a las habilidades relacionadas con la recolección de alimentos y de medicamentos, la construcción de viviendas, la generación de ingresos, entre otros (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014). La riqueza cultural de estas comunidades es inmensa y es representada por sus numerosos grupos étnicos. La mayor diversidad de grupos indígenas coincide con las áreas silvestres de bosques tropicales más grandes del mundo en América (incluida la Amazonía), África y Asia (Sobrevilla, 2008).

Asimismo, estas comunidades tienen un conocimiento ancestral sobre el manejo de las tierras, los recursos en sus entornos, y la amplia gama de productos y prácticas (agricultura a pequeña escala, caza y recolección, extracción de bosques, agroforestería, pesca y artesanías), lo que permite el máximo aprovechamiento sostenible de los recursos forestales (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014). De este modo, las comunidades indígenas contribuyen con la gestión y protección de los bosques y sus recursos. Los territorios indígenas tradicionales abarcan hasta el 22 % de la superficie terrestre del mundo y coinciden con áreas que albergan el 80 % de la biodiversidad del planeta (Sobrevilla, 2008). Protegerlas significa, entonces, proteger también a los bosques en los que habitan.



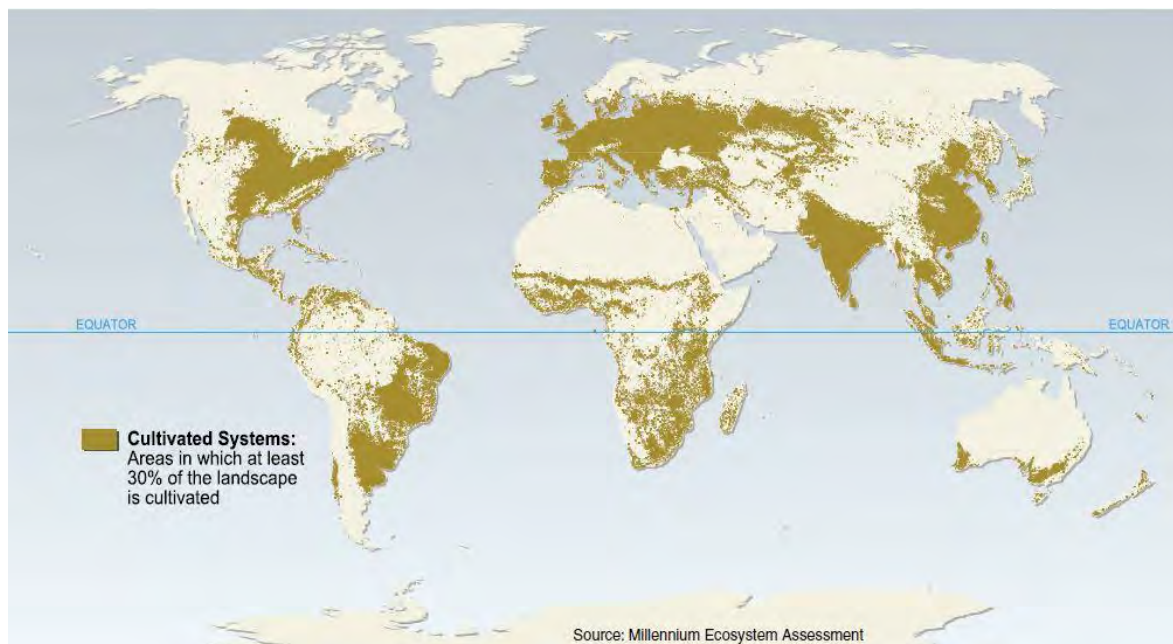
### 3.1.3 Cambios de uso de suelo

La cobertura del suelo se define como la cubierta física y biológica observada del suelo de la Tierra ya sea natural o con características artificiales. El uso del suelo se refiere a los fines sociales y económicos para los cuales se gestiona dicha tierra (por ejemplo, el pastoreo, la extracción de madera y la conservación) (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC], 2001). En los bosques tropicales, los principales tipos de uso de suelo incluyen a los cuerpos de agua superficiales, los bosques en sí mismos, los campos de cultivo, los pastizales, los matorrales (tierras con uso potencial para la agricultura), y otras tierras sin potencial para vegetación ni cultivos, como áreas urbanas, inundadas o suelos desnudos (Wassenaar et al., 2006).

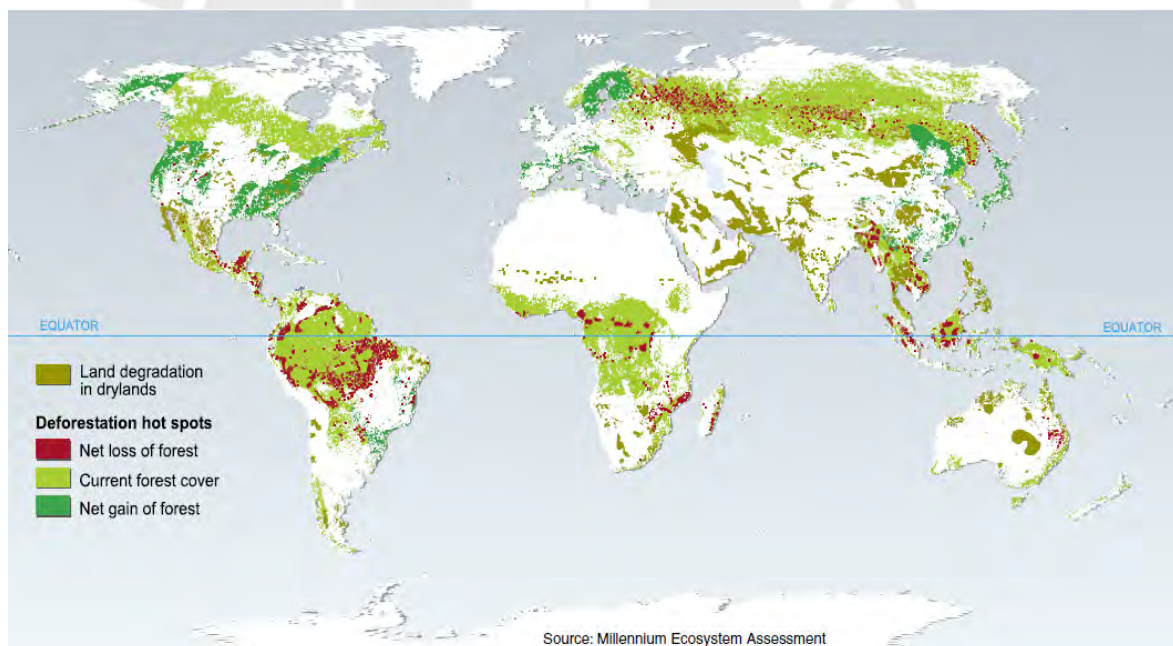
Los LUC se definen como cambios en el uso o la gestión de las tierras por los seres humanos, los que pueden provocar cambios en la cubierta del suelo. Estos cambios, al reducir en gran proporción el área de cubierta forestal, pueden influir en el albedo, la evapotranspiración, las fuentes y los sumideros de gases de efecto invernadero o en otras propiedades del sistema climático y en consecuencia tener un impacto en el clima a nivel local o mundial (IPCC, 2001). Por otro lado, los cambios indirectos del uso de suelo (iLUC por sus siglas en inglés) son cambios en el uso del suelo causados indirectamente como consecuencia tardía de un LUC directo (dLUC por sus siglas en inglés) que tiene lugar en otra parte del mundo (De Rosa et al., 2014). Son impulsados por la competencia por las principales tierras de cultivo, el comercio internacional de productos agrícolas y las innovaciones agronómicas que facilitan la sustitución de cultivos. De igual forma, las nuevas infraestructuras y los sistemas de trazabilidad y certificación de los biocombustibles afectan las decisiones que conducen a cambios indirectos en el uso de la tierra (Lambin & Meyfroidt, 2011).

En la actualidad, la forma más importante de conversión de tierras en el mundo es la expansión de cultivos y tierras de pastoreo en los ecosistemas naturales (Lambin & Meyfroidt, 2011). En la Figura 3.3, se muestran las áreas cultivadas en el mundo para el año 2000. Los sistemas cultivados cubren el 24% de la superficie terrestre, y se observa que existen áreas de cultivo en casi todos los continentes, lo que demuestra su importancia para la humanidad. En la Figura 3.4, por otro lado, se muestran los cambios en las coberturas del suelo ocurridos alrededor de 1980 a 2000. Se puede observar la pérdida de grandes áreas de bosques tropicales, mientras que ocurre una reforestación en los bosques templados y boreales. Asimismo, las grandes

extensiones de tierras cultivadas mostradas en la Figura 3.3 no experimentan mayores cambios, pues ya sucedieron en décadas pasadas.



**Figura 3.3. Extensión de los sistemas cultivados para el año 2000 (extraído de Millennium Ecosystem Assessment, 2005)**



**Figura 3.4. Lugares que experimentaron altas tasas de cambio en la cobertura del suelo entre 1980 y 2000 (extraído de Millennium Ecosystem Assessment, 2005)**

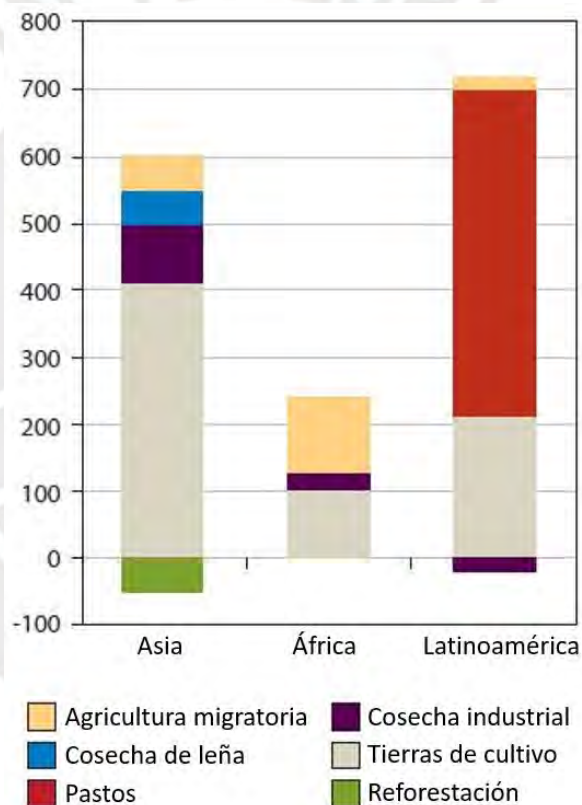
La dinámica bajo la cual se definen los cambios del uso del suelo es compleja y muy variable, depende del nuevo uso del suelo, la escala, el contexto, la región y el país en donde se desarrolle, y quién la lleve a cabo. En general, los factores que conducen los cambios de uso del suelo se pueden dividir en factores económicos, quizás los

más determinantes (globalización, condiciones de riqueza y pobreza, rentabilidad de las actividades económicas, recursos de quienes las llevan a cabo, y costos de transporte); factores políticos (políticas internacionales y locales, corrupción y gobernanzas, coyunturas sociales y litigios por la tenencia de tierras); y factores biofísicos (propiedades de los suelos, usos anteriores, topografía, accesibilidad, fragmentación del paisaje y clima). En los bosques tropicales, los factores específicos que más influyen los cambios del uso del suelo son la situación de pobreza y deuda de los países tropicales, la liquidez que les brindan las actividades que derivan de los cambios de uso del suelo, los recursos de los agentes que convierten la tierra, las facilidades que brindan los gobiernos locales para la explotación de los recursos, la distribución desigual de la tierra, los ciclos de migraciones, la corrupción y los favores políticos, los conflictos sociales, la relativa facilidad de limpiar los bosques tropicales y la accesibilidad de las tierras (Chakravarty et al., 2012).

Asimismo, la evaluación y medición de los iLUC es importante debido a que pueden representar impactos negativos considerables, adicionales a los causados por los dLUC. Desafortunadamente, no es sencillo determinar quién causa el iLUC y separarlo del dLUC. En el sector de los biocombustibles, por ejemplo, hay muchos cambios que tienen lugar simultáneamente: el efecto del precio del biocombustible, la variación en la oferta, el aumento de la demanda debido al crecimiento de la población y los ingresos, y el aumento de la productividad (Klepper, 2018). Además, se ha comprobado que el beneficio inicial del cultivo de biocombustibles, a través de la absorción de GEI (en forma de dióxido de carbono) durante el crecimiento de su materia prima, es compensado y excedido por las emisiones asociadas a los cambios de uso de la tierra, principalmente iLUC, hasta en períodos cortos de 30 años (Searchinger et al., 2008). La modelización del cambio indirecto en el uso de la tierra realizada para la Comisión Europea publicada en 2016, la cual toma en cuenta el suelo que utilizan para su producción, muestra que el biodiésel de palma y el biodiésel de soya producen tres y dos veces más emisiones de gases de efecto invernadero que el diésel fósil, respectivamente (Transport & Environment, 2016).

A pesar de su gran variabilidad, los bosques tropicales pertenecientes a una misma región (Asia, África o Latinoamérica) suelen experimentar cambios de uso de suelo similares. En la Figura 3.5 se muestran las fuentes de emisiones de carbono de la deforestación y degradación de los bosques tropicales a causa de cambios de uso de suelo específicos. En Asia, la deforestación es impulsada principalmente por la agroindustria de aceite de palma, de caucho y de coco, y por la cosecha industrial de

madera. En África, los impulsores son la agricultura de pequeña escala y recientemente, la agroindustria de madera; y, en Latinoamérica, los pastizales de ganadería para la producción de carne de vacuno y las tierras de cultivo, de soya y caña de azúcar en Brasil, y recientemente, de aceite de palma en Colombia y Ecuador (Elias & May-Tobin, 2011, Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014). Específicamente, en Perú, impulsores considerables de los cambios de uso de suelo son la agricultura a gran escala de palma aceitera y cacao (Loreto, San Martín y Ucayali), el cultivo de coca (Ucayali, Madre de Dios y Puno) y la minería aurífera (Madre de Dios y Cusco) (Finer & Novoa, 2015a, Finer & Villa, 2018, Finer et al., 2018b, Finer & Mamani, 2018). En las siguientes secciones se detallan los impulsores de los cambios de uso de suelo más importantes que se han llevado a cabo en los bosques tropicales en las últimas décadas.



**Figura 3.5. Fuentes de emisiones de carbono de la deforestación y degradación de bosques tropicales por regiones entre 1990 y 2005 (millones de toneladas de carbono por año (extraído de Elias & May-Tobin, 2011))**

### 3.1.3.1 Agroindustria y agricultura migratoria

Las agroindustrias de la palma aceitera y de la soya representan los mayores impulsores de los cambios de uso de suelo en los bosques tropicales asiáticos y sudamericanos, respectivamente, mientras que la agricultura migratoria domina los cambios de uso de suelo en los bosques tropicales africanos (Elias & May-Tobin,

2011). Indonesia y Malasia, ubicadas en el Sudeste Asiático, totalizan el 85% de la producción de palma aceitera en el mundo, produciendo alrededor de 47 millones de toneladas anuales. Entre 2000 y 2013, Indonesia ha casi cuadruplicado su producción y Malasia la ha duplicado (FAO, 2013). El cultivo de palma aceitera en esa región se ha asociado históricamente con la deforestación y degradación de los bosques, y las consecuencias que implican. Entre 1972 y 2015, el desarrollo de la palma aceitera representó el 47% de la deforestación en Malasia y alrededor del 16% en Indonesia. Más aún, en el mismo período, el 68% de toda la expansión de palma aceitera en Malasia deforestó bosques, mientras que en la Amazonía peruana representó un 44% (Meijaard et al., 2018).

El impacto directo en la biodiversidad, a causa de la pérdida de hábitats para establecer cultivos de palma, y el impacto indirecto en las reservas de carbono, debido al cambio de uso de suelo, son los efectos más importantes de la palma aceitera en los bosques tropicales. Estudios sugieren que la conversión de bosques primarios y bosques talados a plantaciones de palma aceitera en Malasia peninsular meridional y Borneo disminuye la riqueza de especies de mariposas del bosque, especies que dependen en gran medida o exclusivamente de las selvas tropicales perennes de las tierras bajas, en un 83% y 79%, respectivamente (Koh & Wilcove, 2008). De igual forma, entre 1999 y 2014, se estimó que las poblaciones de orangutanes en concesiones y propiedades de palma aceitera en la Isla de Borneo (Malasia, Indonesia y Brunéi) disminuyeron en un 31%, de 13,899 a 9,577 ejemplares (Meijaard et al., 2017). Las palmas aceiteras también tienen una menor capacidad de almacenamiento de carbono, debido a que su biomasa aérea, incluso cuando están completamente desarrolladas, es menor que el 20% de la biomasa área del bosque tropical natural que reemplazaron. Además, el secuestro de carbono que ellas representan no es permanente, tienen un período de vida productiva de 25 años, después del cual el carbono regresa gradualmente a la atmósfera (Elias & May-Tobin, 2011).

Brasil, con un 32.5% de la producción mundial de soya, es el segundo mayor productor de soya, después de EEUU. Entre 2000 y 2017 aumentó su producción en un 250% a través de un incremento en el área cultivada (150%) y en su productividad (40%) (FAO, 2013). El cultivo de soya, sin embargo, ha sido considerado una amenaza para los bosques amazónicos brasileños mediante la deforestación directa e indirecta de los mismos. Entre 2003 y 2004, se alcanzó el nivel récord de 27,329 km<sup>2</sup> de bosques deforestados anuales, gran parte de los cuales fue causada por el establecimiento de cultivos de soya (Elias & May-Tobin, 2011). Asimismo, al

incrementar el precio de la tierra, el cultivo de soya fomenta los proyectos de infraestructura vial y la consecuente deforestación de más bosques para otras actividades como la ganadería (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014). La deforestación directa ha logrado reducirse gracias a la implementación de la “Moratoria de soya”, un acuerdo que garantiza que la soya comercializada no provenga de la deforestación amazónica. Un estudio determinó que la tasa de deforestación anterior al acuerdo fue cinco veces mayor que la tasa posterior, y que la tasa de conversión de bosque natural a cultivos de soya anterior al acuerdo fue más del doble de la tasa posterior (Kastens et al., 2017). Con ello, a pesar de que el cultivo de soya continúa promoviendo la deforestación de bosques tropicales en otras regiones, se demuestra que también es contrarrestable con la implementación de políticas adecuadas.

Por otra parte, la agricultura migratoria domina los cambios de uso de suelo para la agricultura en los bosques tropicales africanos. En África Central, la competencia por la tierra, la pobreza y la falta de derechos de tenencia se combinan para hacer de los campesinos en pequeña escala un importante factor de deforestación (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014). La pobreza de los campesinos les impide usar herramientas sofisticadas y fertilizantes, por lo que agotan la tierra fácilmente y tienen que deforestar más áreas para producir más productos. Más del 50% de la deforestación en África Tropical es causada por la agricultura migratoria. Sin embargo, en años recientes, la agroindustria de productos como el cacao y el aceite de palma también están reportando grandes áreas deforestadas (Marx, 2018). Finalmente, un riesgo adicional de la agricultura en los bosques es su ejercicio a lo largo de los ríos, especialmente en los ríos de aguas blancas, como el Amazonas, Mekong y Zaire, que contienen sedimentos relativamente fértiles (Foley et al., 2007).

#### 3.1.3.2 Ganadería y pastizales

La ganadería representa el mayor cambio de uso de suelo en la Amazonía, específicamente, la Amazonía brasileña es la que ha sufrido una mayor reducción de área por esta actividad, y la ganadería de vacuno es la de mayor impacto. Brasil es el segundo mayor productor de carne de vacuno en el mundo, después de EEUU, y en 2017 produjo alrededor de 10 millones de toneladas de carne (15% de la producción mundial) (FAO, 2017). Sin embargo, solo exporta una parte de su producción y consume casi el 85% de lo que produce (Williams, 2019). Asimismo, alrededor del 80% de las áreas deforestadas en Brasil se utilizan para pastos (Woolley, 2009).

No obstante, quizás el impacto ambiental más importante de la ganadería de vacuno es el efecto en el ciclo de carbono mediante la emisión de metano. El metano ( $\text{CH}_4$ ) es un GEI producido por la descomposición anaeróbica (sin oxígeno) de residuos en vertederos, digestión animal, descomposición de residuos animales, producción y distribución de gas natural y petróleo, producción de carbón, y combustión incompleta de combustibles fósiles (IPCC, 2001). El metano es el segundo GEI con mayor proporción en la atmósfera, de los 49  $\text{GtCO}_2$  eq/año de emisiones globales de gases de efecto invernadero en 2010, el dióxido de carbono representó el 76% (65% de combustibles fósiles y procesos industriales, y 11% de bosques y cambios de uso de suelo), mientras que el metano representó el 16% (IPCC, 2014a). A pesar de su menor proporción en la atmósfera comparado al dióxido de carbono y su corto tiempo de vida, 12 años, el  $\text{CH}_4$  tiene un mayor potencial como GEI, 28 veces mayor que el del  $\text{CO}_2$  (IPCC, 2014b). Un estudio que utilizó factores actualizados de emisiones estimó que las emisiones mundiales de metano provenientes del ganado fueron de  $119.1 \pm 18.2$  Tg  $\text{CH}_4$  en el año 2011, 11% mayor que usando los factores del IPCC 2006 (Wolf et al., 2017). Si bien las emisiones de metano del ganado no son la fuente global dominante, representan importantes aumentos en las emisiones globales de metano.

Adicionalmente, la ganadería de vacuno es una industria inherentemente extensa como generadora de alimento para la humanidad: requiere grandes cantidades de tierra para generar cantidades relativamente pequeñas de alimentos. La ganadería de vacuno utiliza el 70% de las tierras agrícolas mundiales (3.4 mil millones de 4.9 mil millones de hectáreas) y solo produce alrededor del 6% de la proteína y el 11% de las calorías consumidas por los humanos (Steinfeld et al. como se citó en Elias & May-Tobin, 2011).

### 3.1.3.3 Extracción de madera para construcción y para fabricación de papel

La madera es un bien con una demanda global creciente, puede ser usada para construcción, para fabricar papel (pasta de madera), o como combustible. En la Tabla 3.4 se muestran los 10 primeros países productores de madera en rollo en el mundo y su producción en 2017. La producción de los 10 primeros países representa más del 55% de la producción mundial para 2017, y entre ellos se encuentran 5 países tropicales, con una producción total del 17% de la producción global. Brasil se ubica en el cuarto lugar, Indonesia, en el séptimo, Etiopía, en el octavo, y DR Congo y Nigeria en el noveno y el décimo, respectivamente.

**Tabla 3.4. Producción de madera en rollo (*roundwood*) de los 10 primeros países productores en el mundo (adaptado de FAO, 2017)**

País	Producción de madera en rollo (m <sup>3</sup> ) en 2017	% de la producción mundial
EEUU	419'578,132	11.0%
India	353'953,052	9.3%
China continental	327'725,324	8.6%
Brasil	256'809,000	6.8%
Rusia	212'399,199	5.6%
Canadá	155'120,600	4.1%
Indonesia	118'251,621	3.1%
Etiopía	113'557,265	3.0%
República Democrática del Congo	89'181,523	2.4%
Nigeria	75'912,862	2.0%
Producción Mundial	3'797'146,401	100%

Existen diversas formas de extracción de la madera, una de ellas es la tala selectiva, la cual consiste en remover únicamente las especies económicamente valiosas. Esta forma de explotación fragmenta y degrada los bosques, y puede impulsar otros cambios de uso del suelo al abrir acceso para otras actividades, como la colonización de tierras para la agricultura y ganadería. En la Amazonía, por ejemplo, la extensión de la degradación forestal usualmente coincide, y puede incluso superar, la deforestación cada año (Foley et al., 2007). Asimismo, un estudio en la Amazonía peruana demostró que las emisiones a causa de la degradación forestal contribuyen en un 47% a las emisiones de carbono totales de la Amazonía Peruana (Asner et al., 2010).

Otra forma de extracción de madera consiste en la remoción completa de especies forestales, la cual se traduce en una deforestación total, y es especialmente alta en terrenos ocupados ilegalmente, debido a la mala administración de concesiones y la casi nula utilización de prácticas aceptadas para limitar el daño forestal (Foley et al., 2007). Se considera que la tala ilegal, difícil de rastrear, es aproximadamente el 40 por ciento de toda la tala en los trópicos (Contreras-Hermosilla, Doornbosch y Lodge como se citó en Elias & May-Tobin, 2011).

Por otro lado, la deforestación de los bosques para la producción de leña favorece su erosión y los vuelve vulnerables a los incendios. La degradación y deforestación asociadas a la producción de leña son particularmente altas en África Central, donde el acceso a otras fuentes de energía es limitado, Etiopía y Nigeria producen el 15%



del carbón vegetal mundial (alrededor de 9 millones de toneladas) (FAO, 2017). Además, se calculó que, en África subsahariana, el área de degradación forestal asociada a la producción de carbón vegetal fue más grande que el área de deforestación y que, en sitios geográficos más extensos, alcanzó el 50% del área deforestada (Sedano et al., 2016).

#### 3.1.3.4 Infraestructura de transporte

La implementación de infraestructura de transporte (carreteras, ferrocarriles, puentes y aeropuertos) es una causa y consecuencia del desarrollo económico en una región determinada. Su objetivo es fortalecer e impulsar el desarrollo en una región o país al facilitar el acceso y atraer un mayor número de personas que desarrollarán diversas actividades económicas e incrementarán el flujo comercial y los ingresos asociados. Por ello, para los países tropicales, el desarrollo de infraestructura de transporte, y específicamente de infraestructura vial, es una herramienta de suma importancia. La construcción de carreteras en los bosques tropicales, sin embargo, desempeña un papel trascendente en la alteración de la dinámica de los bosques al tener efectos directos como consecuencia inmediata de su construcción, o efectos indirectos como resultado de actividades humanas que son facilitadas por los nuevos caminos (Freitas et al., 2010). Como efectos directos, las carreteras pueden reducir significativamente la biodiversidad, fomentar la propagación de especies exóticas invasoras, ocasionar inundaciones localizadas e incrementar la frecuencia y magnitud de los incendios (Alamgir et al., 2017). Los caminos forestales también fragmentan los bosques e incluso pueden ser una barrera insuperable para algunas especies (efectos de borde). Claros de solo 20 a 50 m de ancho pueden reducir o detener los movimientos de muchos organismos que dependen de los bosques (Laurance et al., 2011).

Entre los efectos indirectos de la construcción de carreteras en los bosques tropicales se encuentran los cambios de uso de suelo asociados y las alteraciones en los modos de vida de las especies que los habitan. La dinámica entre la infraestructura vial y los cambios de uso de suelo se explica por los denominados “factores de ubicación” que actúan en varias escalas, e influyen y determinan la ubicación para un cambio de uso del suelo. Entre los más importantes se puede mencionar el costo de acceso desde la vía más cercana (carreteras, caminos secundarios, ríos, pendientes, cuerpos de agua si existen), el costo de acceso al mercado, y la densidad de población (Wassenaar et al., 2006). Al reducir el costo de transporte o acceso, se incentiva el cambio de uso del suelo en una región. Asimismo, las carreteras pavimentadas

brindan acceso a los bosques durante todo el año, incluso durante la estación húmeda, cuando muchas carreteras no pavimentadas se vuelven intransitables (Laurance & Balmford, 2013). Por otro lado, el desarrollo de la infraestructura vial en las planicies de inundación impacta en los patrones hidrodinámicos existentes que ocurren durante los períodos de altos flujos, y, así, impacta también en la diversidad ecológica de las llanuras aluviales (Beevers et al., 2011).

El pretendido beneficio que brindan las carreteras en las selvas tropicales es la conexión entre las poblaciones agrícolas rurales y poblaciones aisladas, con los mercados urbanos y la sociedad en general, permitiéndoles el acceso a mejores servicios. Sin embargo, el beneficio real sobre estas poblaciones es muchas veces escaso, e incluso pueden verse afectadas cuando el ecosistema en el que viven es alterado de forma que pierda inevitablemente la capacidad de brindarles los servicios ecosistémicos sobre los cuales basan sus estilos de vida. Adicionalmente, se ha comprobado que los grupos indígenas corren el riesgo de ser afectados de manera desproporcionada (Mandle et al., 2015). Entonces, es importante considerar no solo los beneficios a corto plazo sino también los riesgos socioeconómicos y ambientales a largo plazo (Laurance et al., 2015).

Finalmente, en los próximos años se plantea un alto desarrollo para la infraestructura vial, por lo que su evaluación y consideración son aún más importantes. Se proyecta que 25 millones de km de nuevas carreteras pavimentadas y 335,000 km de vías ferroviarias se desarrollarán a nivel mundial para 2050, lo que representa un aumento del 60% con respecto a la longitud combinada de la red de carreteras y ferrocarriles de 2010 (Dulac, 2013). En Perú, por ejemplo, existen dos grandes proyectos de infraestructura vial en la Amazonía que se planea estén operativos para la siguiente década: el Tren Bioceánico (TB) y la Hidrovía Amazónica. El TB es una línea ferroviaria de un total de 3,859 km de longitud que partirá desde Brasil, pasará por Bolivia y culminará en Perú, en el puerto de Ilo, al sur del país. Para esta obra, Perú tendrá que construir 456 km y destinar de su presupuesto alrededor de 7,000 millones de dólares (Bonachera, 2018). La Hidrovía Amazónica, por otro lado, es un proyecto que busca mejorar la navegabilidad de los ríos Amazonas, Ucayali, Marañón y Huallaga para facilitar el intercambio comercial en condiciones seguras y económicas los 365 días del año a lo largo de 2,687 km de río aproximadamente (COHIDRO, 2018). Su operación estará a cargo de un consorcio peruano-chino, al igual que la del TB. En la actualidad se viene desarrollando el EIA de la Hidrovía Amazónica. Sin embargo, expertos ya han presentado varias críticas respecto al impacto ecológico de la obra. Por ejemplo, se afirma que el dragado de sedimentos impactaría

negativamente en la dinámica de los cuatro ríos y en el estilo de vida de las comunidades indígenas en toda el área del proyecto, y que estos impactos no están siendo considerados en totalidad (Portillo, 2018). En los subcapítulos 3.3 y 3.4 se estudia con más detalle la relación entre infraestructura vial y cambios de uso de suelo en los bosques tropicales.

#### 3.1.3.5 Minería y otros cambios de uso del suelo

A pesar de no ser la principal fuente de deforestación global, la minería representa cambios de uso de suelo importantes en regiones específicas. En los bosques amazónicos brasileños, por ejemplo, la minería aumentó significativamente la pérdida de bosque hasta 70 km más allá de los límites de las concesiones mineras, siendo la causa de 11,670 km<sup>2</sup> de deforestación entre 2005 y 2015. Esta extensión representa el 9% de toda la pérdida de bosques amazónicos en ese período y es 12 veces más que la deforestación que ocurrió solo en arrendamientos mineros (Sonter et al., 2017). A lo largo de Brasil, concesiones mineras y permisos de exploración cubren 1'650,000 km<sup>2</sup> de terreno, de los cuales el 60% se encuentra en la selva amazónica (*Departamento Nacional de Produção Mineral [DNPM]*, 2012), lo cual representa un alto peligro potencial para los bosques amazónicos brasileños.

Recientemente, se presentó un mapa que, por primera vez, muestra los datos del alcance de la minería ilegal de seis países amazónicos (Brasil, Perú, Colombia, Ecuador, Venezuela y Bolivia). Se confirmó la existencia de 2,312 puntos y 245 áreas de extracción no autorizada de minerales como oro, diamantes y coltán, de las cuales, 132 están en Brasil y 110 en Perú. Asimismo, se identificó que, de los 6,207 territorios indígenas ubicados en los mencionados países, 78 presentan actividades mineras en su entorno, la mayoría de los cuales (64) se ubican en Perú. Este análisis también determinó que Madre de Dios es el sector más degradado por la extracción de oro de toda la Amazonía (Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada [RAISG] & InfoAmazonia, 2018).

La minería es una actividad destructiva y contaminante para los humanos y para el ecosistema. Específicamente, la minería artesanal de oro es altamente peligrosa, ya que usa mercurio para la extracción del mineral y luego lo libera al ambiente, contaminando los flujos de agua y a las poblaciones adyacentes que dependen de ellos (Kahhat et al., 2019). En los países tropicales, la minería aurífera en pequeña escala se ha expandido considerablemente en la última década, junto con el incremento del precio del oro (Bullion Vault, 2019). Se estima que en Indonesia hay unos 250,000 mineros, alrededor de 1 millón si se incluyen trabajadores periféricos,

en casi todas las islas del archipiélago que pertenecen a esta industria. Se estima que la minería en pequeña escala produce alrededor de 60 toneladas de oro en total cada año, en comparación con las exportaciones oficiales de Indonesia de 100 toneladas al año (Usher, 2013), es decir representan el 60% de la producción nacional. Asimismo, la minería de carbón en concesiones mineras legales es responsable del 2.1% (3,000 km<sup>2</sup>) del área deforestada total (147,000 km<sup>2</sup>) entre 2000 y 2010 en Indonesia (Abood et al., 2014). Los valores asociados a minería de oro o cobre podrían ser mayores. Por otro lado, en Perú, la minería ilegal de oro ha alcanzado niveles récord en 2017 y 2018, con una deforestación estimada de 184.4 km<sup>2</sup>, área similar a 18,000 campos de fútbol, especialmente en el sur del país (Finer & Mamani, 2018).

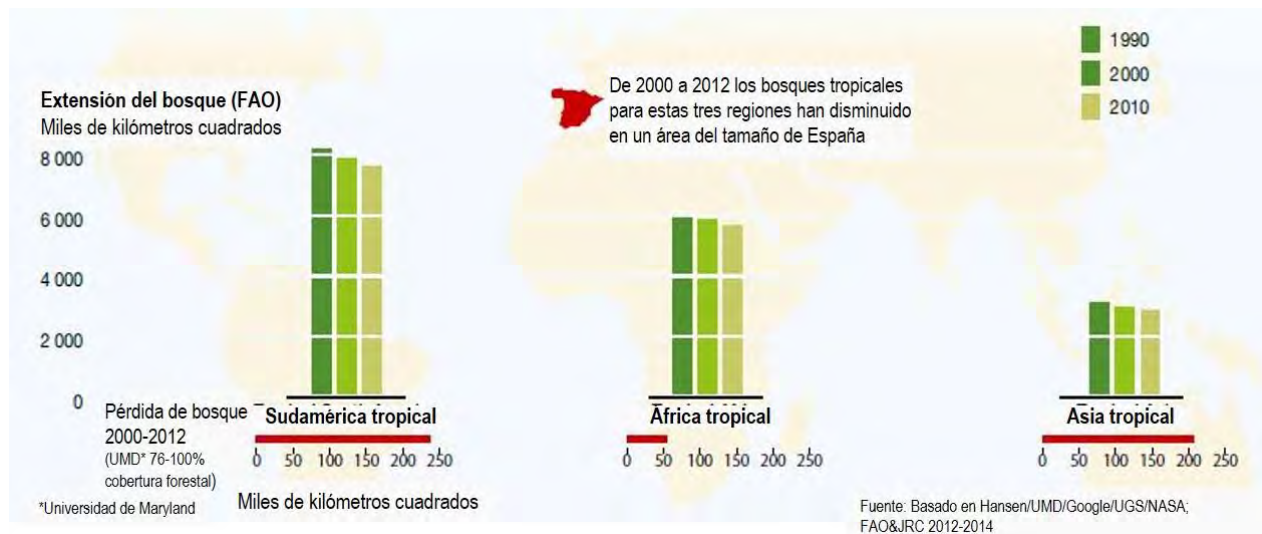
De igual forma, otros factores como las guerras, la ocupación de los militares y grupos paramilitares favorecen el cambio de uso del suelo. El narcotráfico, por ejemplo, al infundir las fronteras ya débilmente gobernadas con cantidades sin precedentes de dinero y armas, y frente a la guerra contra el narcotráfico que los conduce a tierras cada vez más remotas, convierte cada vez más bosques a tierras agrícolas o de ganadería para el lavado de dinero y para su mayor enriquecimiento ilegal (McSweeney et al., 2014). El Parque Nacional Bahuaja-Sonene al sur del Perú, por ejemplo, se ha visto afectado por una deforestación creciente a causa del cultivo de coca, planta asociada a actividades de tráfico de drogas (Finer & Novoa, 2015a).

#### **3.1.4 Efectos del cambio de uso del suelo: deforestación y degradación de los bosques**

La deforestación y la degradación de los bosques ocurren como consecuencia de los cambios de uso de suelo, e implican importantes impactos en los ecosistemas y los estilos de vida de diferentes poblaciones a nivel local, regional y global. La deforestación supone la conversión completa de tierras forestales a no forestales, mientras que la degradación, el daño del dosel arbóreo sin removerlo por completo.

Los bosques tropicales han sufrido ciclos de deforestación desde hace siglos, y aunque las tasas de deforestación han disminuido respecto a períodos anteriores, continúan siendo áreas considerables. En la Figura 3.6, se muestran los valores obtenidos por la FAO y la Universidad de Maryland (UMD) para los períodos 1990 a 2010 y 2000 a 2012, respectivamente. Según la UMD, se han perdido 1.1 millones de km<sup>2</sup> de bosque tropical, o en promedio 92,000 km<sup>2</sup>/año; mientras que, según la FAO, se perdieron 1.3 millones de km<sup>2</sup>, o en promedio 155,000 km<sup>2</sup>/año (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014). Se observa también que las tasas de

deforestación en la Amazonía son mayores que en los bosques tropicales de Asia y África.



**Figura 3.6. Reducción de los bosques tropicales (Rainforest Foundation Norway & GRID-Arendal, 2014)**

Otro estudio que evaluó el cambio de área forestal global entre 2000 y 2012 identificó que, efectivamente, los bosques tropicales experimentan las mayores pérdidas y ganancias totales de los bosques de los cuatro dominios climáticos (tropicales, subtropicales, templados y boreales), y que existe en ellos la prevalencia de dinámicas de deforestación, con un aumento estimado en la pérdida de 2,101 km<sup>2</sup> al año. Este estudio también determinó que las ecozonas de la selva tropical (Figura 3.1) totalizan el 32% de la pérdida de cobertura forestal mundial, casi la mitad de las cuales ocurren en las selvas tropicales de América del Sur (Hansen et al., 2013).

Una forma particular de perturbación en los bosques tropicales es la fragmentación de los bosques, que es la creación de áreas remanentes de bosques como resultado de diversas dinámicas de cambios. Los atributos espaciales de los fragmentos en el paisaje incluyen el tamaño del fragmento, la forma, el aislamiento y el tipo de matriz que rodea a los fragmentos. La fragmentación de los bosques implica la creación de "bordes de hábitat" y, en consecuencia, de los llamados "efectos de borde" que generalmente tienen un impacto negativo en el entorno biótico y físico, al modificar importantes procesos ecológicos como la polinización y la dispersión de semillas y alterar el ecosistema funcional (Benítez-Malvido & Arroyo-Rodríguez, 2011). La distancia a la que los efectos de borde penetran en los fragmentos varía ampliamente (de 10 a 300 m, hasta 2 a 3 km), son acumulativos y dominan la dinámica de los fragmentos (Laurance et al., 2011). Se calcula que el 19% del área restante de los bosques tropicales se encuentra dentro de los 100 m del borde de un bosque y que

los trópicos albergan alrededor de 50 millones de fragmentos de bosque. Asimismo, se estima que, para las tasas actuales de deforestación, la cantidad de fragmentos aumentará 33 veces en América Central y del Sur para 2050, y su tamaño promedio disminuirá de 17 hectáreas a 0.25 hectáreas (Taubert et al., 2018), lo que potenciará sus impactos negativos. Por otra parte, los efectos de borde en los bosques tropicales han causado 10.3 Gt adicionales de emisiones de carbono, lo que se traduce en 0.34 Gt por año y representa el 31% de las emisiones anuales de carbono estimadas actualmente debido a la deforestación tropical (Brinck et al., 2017).

El paisaje de los bosques tropicales es, entonces, un mosaico complejo de bosque intacto, tierras bajo regímenes de administración variables, y bosques secundarios en recrecimiento, con tasas diferentes de deforestación bruta, de recrecimiento y cambios netos resultantes. La distinción de bosques secundarios en recrecimiento es de importancia especial, ya que, como se verá más adelante, representan áreas de compensaciones de los impactos negativos de la deforestación y degradación forestal (Pan et al., 2011; Foley et al., 2007).

#### 3.1.4.1 Alteraciones ecológicas

Al reducir directamente el área forestal, las primeras consecuencias de la deforestación y degradación forestal son la disminución de la biodiversidad, la pérdida del hábitat, y la generación de conflictos entre especies y poblaciones. La tala selectiva, por ejemplo, favorece la pérdida de biomasa y de nutrientes de las plantas, y altera las características del suelo y los patrones a largo plazo de la producción forestal (Foley et al., 2007). Asimismo, en las áreas deforestadas, se promueve la invasión de vides y pastos, los cuales tienen propiedades ecológicas ciertamente menos beneficiosas que la cubierta original. Las especies migratorias y las especies en peligro de extinción son particularmente sensibles, ya que su hábitat es mucho más específico y escaso, además de que, al existir mayor acceso al bosque, surge un fuerte aumento de la caza.

La fragmentación de los bosques, por otro lado, ocasiona la alteración de muchas interacciones ecológicas (cadenas tróficas), así como cambios fundamentales en la biomasa forestal, al redistribuirse entre las especies remanentes, y cambios en el almacenamiento de carbono, al predominar las especies de rápido crecimiento como las lianas, restos de madera y hojarasca (Laurance et al., 2011). La agricultura a gran escala, al abarcar mayores áreas y estar mejor agrupada espacialmente, tiene un impacto importante en la fragmentación del hábitat local (Viyay et al., 2018).

### 3.1.4.2 Alteraciones climáticas

La degradación y deforestación de los bosques afecta el clima a escalas global, regional y local (microclimas), a través de alteraciones en diferentes ciclos biológicos y químicos. En primer lugar, el efecto en el clima a escala global se manifiesta en el incremento del efecto invernadero a causa de la alteración en el ciclo de carbono y la reducción del albedo de la superficie de la tierra, la afectación al presupuesto de radiación de la región (IPCC, 2001; Pan et al., 2011) y las alteraciones en los climas en otras regiones del planeta. Lawrence & Vandecar (2014) estiman que las desapariciones de las tres regiones principales de bosques tropicales tendrían impactos hasta en zonas lejos de donde suceden. Estos autores detallan que la desaparición de la selva amazónica reduciría las precipitaciones en los sectores oeste, noroeste y sur de Estados Unidos; la deforestación de África Central reduciría las precipitaciones en el Golfo de México, el centro y noroeste de Estados Unidos y el sur de Europa, pero aumentaría las precipitaciones en China, Asia occidental y la Península Arábiga; y la pérdida completa de bosques en el sudeste asiático afectaría las precipitaciones en China e India.

Las dinámicas de las alteraciones en el clima local y regional, por otro lado, son más complejas y variables debido a la heterogeneidad del paisaje tropical transformado (bosque primario, bosque secundario, fragmentos de bosque y áreas deforestadas), y la sinergia entre las diversas alteraciones (Chakravarty et al., 2012). Se ha identificado que el albedo que representan los bosques secundarios es inicialmente alto, pero disminuye con el tiempo, y que, por otro lado, los fragmentos de bosque pueden revertir en parte la reducción de la evaporación regional debido a la deforestación, según el clima regional y el grado de disimilitud entre la cubierta terrestre (Giambelluca, 2002).

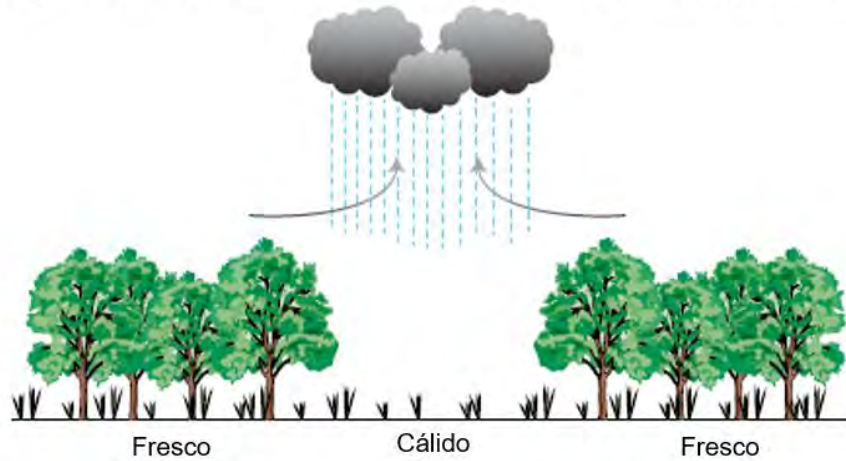
La primera afectación sobre el clima sucede en la hidrología: la deforestación y degradación forestal tienen el potencial de modificar el balance del agua, alterando los flujos hidrológicos y las fuentes de agua a través de cambios en la precipitación, la evapotranspiración, las captaciones en la vegetación, la escorrentía superficial, y las captaciones y flujos subterráneos (Lawrence & Vandecar, 2014). En condiciones normales, la precipitación que cae sobre los bosques se recicla gradualmente a la atmósfera a través de la evapotranspiración o es retenida en la vegetación. Cuando desaparecen los bosques, esta precipitación cae íntegramente en el suelo y se libera rápidamente como un aumento de la escorrentía o el flujo subsuperficial (Laurance, 1998). En la Amazonía, se identificó que la deforestación ha alterado la hidrología en

la región a través de la evapotranspiración y precipitación en las áreas deforestadas fronterizas. La evapotranspiración en el exterior experimentó un cambio mayor que el interior del bosque, mientras que la precipitación se incrementó desde las áreas interiores del bosque intacto hasta las fronteras (Vergopolan & Fisher, 2016). Asimismo, se ha estimado que la deforestación, según las tasas de deforestación anteriores a 2004, conduciría a una reducción de 8.1% aproximadamente en la precipitación media anual de la cuenca del Amazonas para 2050, mayor que la variabilidad natural (Spracklen & García-Carreras, 2015). Sin embargo, la deforestación no causa la disminución de la precipitación general únicamente, sino que modifica los patrones de precipitación, radicalizando las estaciones. En efecto, la reducción de las precipitaciones debido a la deforestación es más severa al final de la estación seca, resultando en un incremento de la duración de la estación seca y la amplitud estacional del flujo de agua (Lima et al., 2013). Las áreas que ahora se benefician de la lluvia pueden verse privadas si la deforestación alcanza ciertos umbrales, mientras que otras zonas se volverían más húmedas, generando sequías e inundaciones. Esto podría tener importantes efectos locales, como el incremento de incendios y la liberación de carbono adicional a la atmósfera (Lawrence & Vandecar, 2014; Foley et al., 2007).

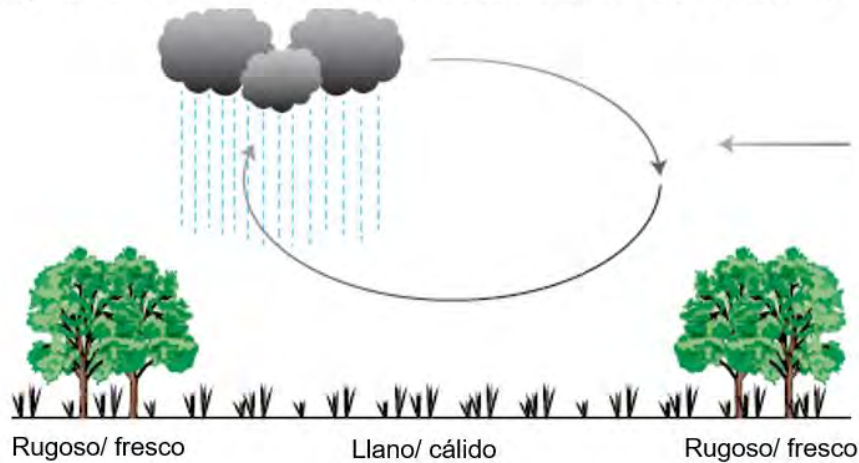
Asimismo, se identificó que, a nivel local, en los paisajes con deforestaciones crecientes predomina un régimen climático convectivo dominado dinámicamente; a diferencia de uno dominado térmicamente, observado en lugares con escalas pequeñas de deforestación. En el primero, la convección se incrementa solo por el desencadenante térmico, mientras que en el segundo, las variaciones horizontales en la rugosidad de la superficie causadas por la deforestación resultan en una supresión de la convección en el sector contra el viento y la mejora de la convección en el sector a favor del viento (Figura 3.7) (Khanna et al., 2017).



a. Régimen dominado termodinámicamente (escalas pequeñas de deforestación)



b. Régimen dominado dinámicamente (escalas crecientes de deforestación)



**Figura 3.7. Transición en el régimen convectivo dominante con escalas crecientes de deforestación (extraído de Khanna et al., 2017)**

A medida que la deforestación se hace más extensa, las reducciones resultantes en la evapotranspiración y el calentamiento atmosférico pueden debilitar el reciclaje de humedad y la convección profunda en la atmósfera sobre toda la cuenca del Amazonas, con importantes repercusiones para el clima de América del Sur (Foley et al., 2007). La deforestación y degradación forestal pueden, finalmente, resultar en cuencas que ya no pueden sostener ni regular los flujos de agua de los ríos, lagos y flujos menores. Por otro lado, en los fragmentos de bosques, los efectos de borde trastornan la hidrología forestal: se tienen tasas de evapotranspiración mucho más bajas que los bosques intactos porque tienen un área foliar mucho menor y, por lo tanto, menos profundidad de enraizamiento. La fragmentación del bosque también puede alterar la circulación atmosférica de bajo nivel, lo que a su vez afecta la nubosidad local y las precipitaciones, las tormentas localizadas y pueden eliminar la humedad de los bosques cercanos (Laurance et al., 2011).

El segundo efecto sucede al causar la erosión y desertificación de los suelos, efecto que puede ser grave a largo plazo. La deforestación de los bosques, especialmente cuando se quema el suelo, lo expone a la intensidad del sol tropical, a las lluvias torrenciales, a la infiltración y evapotranspiración (Chakravarty et al., 2012). Así, frente al incremento de las precipitaciones y al ya no tener la retención de la vegetación, el suelo se inunda y erosiona, y no es posible que retenga nutrientes.

Los bosques fragmentados son más vulnerables a los incendios y a las vicisitudes climáticas, específicamente en los bordes y durante las sequías, ya que constituyen remanentes de bosque con pastizales propensos a incendios (*slash*), tierras de cultivo y bosques secundarios, además de conformar claros más cálidos y secos que los bosques (Laurance, 1998; Laurance et al., 2011). Así, cada vez que un terreno sufre un incendio, natural o producido, se vuelve más propenso a incendios posteriores porque muchos árboles mueren y el combustible se introduce en el suelo del bosque.

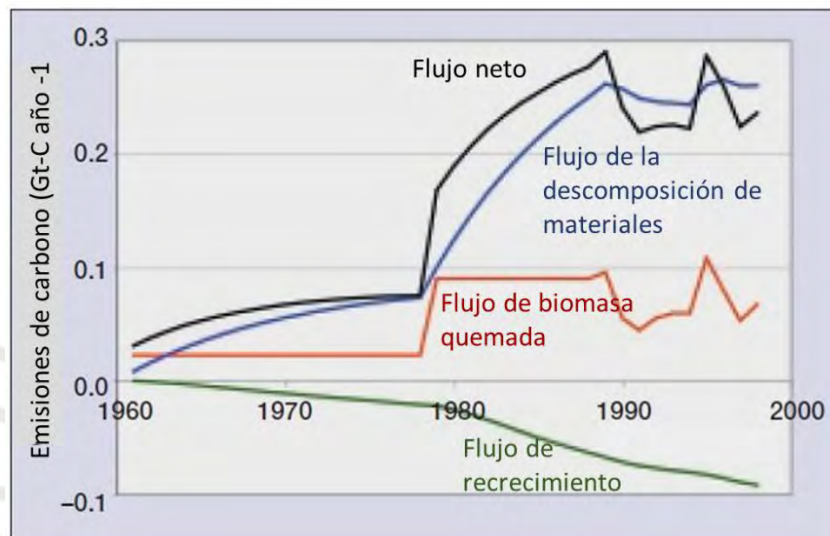
#### 3.1.4.3 Alteraciones en el balance de carbono

Los cambios de uso del suelo en los bosques tropicales modifican el balance de carbono de dos formas: liberando a la atmósfera el carbono almacenado durante décadas en las especies forestales removidas y en el suelo, y reduciendo la capacidad del bosque de almacenar más carbono al evitar el crecimiento de dichas y futuras especies. La consecuencia inmediata de reducir las reservas de carbono es el incremento del efecto invernadero.

Las emisiones de carbono causadas por la deforestación y degradación de los bosques tropicales son muchas veces subestimadas debido a que el valor neto es calculado considerando el sumidero de los bosques secundarios, pero continúan siendo cifras significativas a pesar de que las tasas de deforestación se han reducido en la década pasada (Figura 3.6). Un estudio estimó la emisión de 2.8 mil millones de toneladas de carbono por año, entre 2000 y 2007, a causa de la deforestación tropical, sin contabilizar el sumidero de la reforestación. Estas emisiones representaron el 40% de las emisiones globales de combustibles fósiles para el mismo período de tiempo (Pan et al., 2011). La contabilización de las emisiones a causa de la degradación forestal, como la tala selectiva, también es importante debido a que pueden representar la mitad de las emisiones de la deforestación en bosques tropicales (Asner et al., 2010).

Algunas emisiones de carbono derivadas de la deforestación suceden rápidamente (de la remoción e incendios iniciales), mientras que otras suceden gradualmente a lo

largo de muchos años y décadas (de una subsecuente descomposición de plantas muertas y otros productos forestales). Un estudio que analizó los flujos de carbono de la deforestación en la cuenca del Amazonas de 1961 a 2000 evidenció esta diferencia. En la Figura 3.8, se observa que los mayores flujos provienen de la descomposición de las plantas muertas y de otros productos, y que sucedió progresivamente entre 1980 y 1990; mientras que los flujos de la biomasa quemada fueron casi instantáneos. El flujo de bosques secundarios (o en recrecimiento) también sucede de manera progresiva (Foley et al., 2007).



**Figura 3.8. Estimación de las emisiones de carbono derivadas de la deforestación para la cuenca del Amazonas (1961 - 2000) (Foley et al., 2007)**

En los fragmentos de bosque, de igual forma, el ciclo del carbono se acelera ya que las especies forestales que predominan (enredaderas y necromasa) tienen períodos de almacenamiento de carbono mucho más cortos que los árboles maduros de los bosques intactos. Se estima que cada año, debido al efecto de borde, se pueden producir hasta 150 millones de toneladas de emisiones de carbono en la atmósfera, más allá de la deforestación tropical en sí (Laurance et al., 1998).

El mapeo de las reservas de carbono forestal y las emisiones asociadas en los bosques tropicales es fundamental en el entendimiento, análisis y evaluación de las dinámicas y los determinantes de las variaciones temporales y espaciales de las mismas (Ministerio de Ambiente [MINAM], 2016a). Además, al mapear los stocks de carbono sobre el suelo en alta resolución, se revelan de forma singular procesos de importancia crítica que determinan la dinámica ecológica y las condiciones del hábitat (Pech et al., 2017). Al acelerarse el ritmo de cambio, también lo hace la demanda de monitoreo de bosques para la política de conservación y recursos (Asner, 2014).

Así, se han generado diversas técnicas de medición de la cantidad de carbono almacenado en el suelo y sobre el suelo. La densidad de carbono sobre el suelo (ACD, por sus siglas en inglés) indica la cantidad (masa) de carbono contenido en un área y se expresa usualmente en  $\text{MgC ha}^{-1}$ . La ACD tiene una enorme variabilidad espacial y temporal que depende de la estructura, arquitectura y la composición de los bosques tropicales, las cuales varían según el clima, el sustrato geológico, la fertilidad del suelo, el tipo de vegetación y los regímenes de perturbaciones naturales y antrópicas, y son extremadamente difíciles y costosas de capturar usando solo mediciones de campo (Asner et al., 2012). Mediante el uso de tecnología de sistema de teledetección láser (LiDAR) aéreo, el cual puede generar información detallada de la altura del dosel del bosque y del perfil vertical del dosel, bajo un enfoque, denominado universal, que combina datos satelitales disponibles, y datos de sistema de información geográfica (SIG), con una mínima cantidad de datos de campo para la calibración, se ha logrado desarrollar mapas de ACD de alta resolución, como el Mapa de Carbono en Alta Resolución del Perú (Asner et al., 2014).

#### 3.1.4.4 Alteraciones en el ámbito social y económico

Los bosques tropicales regulan la propagación de las enfermedades transmitidas por vectores. Al desaparecer y cambiar el uso de suelo, e incrementarse la conectividad a través de carreteras, se mezclan más fácilmente personas, animales, fauna y flora silvestres con sus agentes patógenos. De ese modo, los vectores, y con ellos la enfermedad, pueden viajar y extenderse más libremente. En particular, un análisis multivariable en la Amazonía peruana sugirió la existencia de una relación entre la extensión del suelo deforestado y el aumento de las tasas de mordedura de *Anopheles darlingi*, el principal vector de mosquitos para la malaria en América del Sur: las áreas altamente deforestadas podían experimentar hasta un aumento de casi 300 veces en el riesgo de infección por malaria, en comparación con las áreas de bosque intacto, debido a que *A. darlingi* probablemente no se reproduce en los bosques (Gilman et al., 2006).

La modificación de los parámetros climáticos a causa de la deforestación en los bosques tropicales también puede afectar de forma importante a las actividades socioeconómicas ordenadas y planificadas que se desarrollen en ellos. Por ejemplo, la agricultura se podría ver afectada principalmente debido a un aumento anticipado de la temperatura promedio, una disminución de la precipitación media y una redistribución espacial y temporal de la precipitación dentro de una región (sección 3.1.4.2). De ese modo, la humedad del suelo y, con ella, los rendimientos agrícolas

podrían disminuir. Un aumento en los climas extremos también representa un riesgo para dichas actividades, tanto de temperaturas altas y bajas como de lluvias extremas (Lawrence & Vandecar, 2014).

Por otro lado, la deforestación y degradación de los bosques atenta contra el modo de vida de las comunidades indígenas. Al eliminar directamente el lugar donde residen, los obliga a trasladarse. Esto implica muchas veces la destrucción o cambio de su estilo de vida tradicional y la ruptura de sus instituciones sociales (Chakravarty et al., 2012). Al incrementarse la conectividad, a través de la construcción de carreteras, y con ella, el flujo de personas, retroceder la frontera forestal y extenderse la licitación de tierras, surgen también conflictos sociales y territoriales (Perz et al., 2007; Lo Lau, 2017), además que se daña irreversiblemente el ecosistema, la base de su sistema social y económico (Gallice et al., 2017). Finalmente, al destruir los bosques, desaparecen todos los potenciales ingresos y fuentes de empleo futuros que podrían asistir a un manejo más sostenible de los recursos.

### **3.1.5 Globalización y cambios de uso de suelo**

La globalización económica hace que la gestión del uso de la tierra sea más compleja. La llegada de capital extranjero, por ejemplo, es un importante impulsor del desarrollo nacional, pero también puede promover el desarrollo de diferentes actividades, formales e informales, legales o ilegales, que pueden debilitar los sistemas nacionales de manejo de la tierra, además de generar conflictos regionales y dañar los ecosistemas. Existen tres efectos en particular, derivados de la globalización económica, que influyen de forma importante en la dinámica de conversión de bosques y expansión agrícola: el desplazamiento del uso de la tierra de un país o lugar a otro; el efecto rebote, el cual sucede como respuesta del sistema económico a las medidas tomadas, pudiendo compensar los beneficios iniciales; y el efecto cascada, que es una cadena de eventos debido a una perturbación que afecta a un sistema, en el cambio de uso del suelo es el iLUC (Lambin & Meyfroidt, 2011).

Una de las dinámicas importantes en el cambio de uso del suelo, generadas a causa de la globalización, es la transición forestal. Una transición forestal (FT) es un cambio de deforestación neta a una reforestación neta. Se señala que es posible que suceda debido a un fenómeno conocido como "fuga", un desplazamiento de la deforestación a través de la migración de agentes de la deforestación o mediante el comercio de madera o productos agrícolas. En ese contexto, la importación de un recurso sería el equivalente económico de exportar impactos ecológicos (Meyfroidt et al., 2010).

El estudio de las fugas es importante para las políticas de cambio climático porque, según las regiones en las que sucedan, se pueden reducir hasta eliminar los beneficios ambientales de las FT. Por ejemplo, se identificó que Brasil e Indonesia en efecto experimentaban una absorción de los usos de suelo de otros países al incrementarse su deforestación y sus exportaciones ecológicas (Meyfroidt et al., 2010). Para este caso, debería evaluarse el beneficio real de deforestar los bosques tropicales, o deberían ser otras áreas como los bosques templados o boreales. En la Figura 3.4 se observa también que en los bosques tropicales existen tendencias de deforestación, mientras que, en los bosques templados y boreales, tendencias de reforestación.

Asimismo, existen algunas herramientas de los compromisos ambientales internacionales, como la acreditación de carbono para la forestación y la reforestación, y la deforestación evitada, que permitirían que se cree un incentivo para la filtración de madera y la deforestación de países signatarios a países no participativos (Lambin & Meyfroidt, 2011), que en su mayoría son los países que contienen a los bosques tropicales.

En la actualidad, con una población en continuo crecimiento, la demanda de alimentos, pastizales, materias primas y energía continuará impulsando la conversión de tierras en los bosques tropicales. La Tabla 3.5 muestra la demanda adicional de tierra para el año 2030, considerando la deforestación. Según ella, la reserva de tierra actual podría agotarse tan pronto como a finales de 2020 y, a más tardar, para 2050.

**Tabla 3.5. Estimaciones del uso de la tierra en el año 2000 y demanda de tierra adicional para el año 2030 (Lambin & Meyfroidt, 2011)**

<b>Categoría de uso de suelo</b>	<b>Bajo, Mha</b>	<b>Alto, Mha</b>
<b>Uso del suelo en el año 2000</b>		
Tierras de cultivo	1,510	1,611
Pastos	2,500	3,410
Bosques naturales	3,143	3,871
Bosques plantados	126	215
Zona urbana edificada	66	351
Tierra no utilizada, productiva	356	445
<b>Uso proyectado del suelo para el año 2030</b>		
Tierras de cultivo adicionales	81	147
Cultivos adicionales de biocombustibles	44	118
Tierra de pastoreo adicional	0	151

<b>Categoría de uso de suelo</b>	<b>Bajo, Mha</b>	<b>Alto, Mha</b>
Expansión urbana	48	100
Expansión forestal industrial	56	109
Ampliación de áreas protegidas	26	80
Tierra perdida por degradación de la tierra	30	87
Demanda total de tierra para el año 2030	285	792
Balance (tierra no utilizada en 2000 - demanda de tierra en 2030)		
Sin deforestación	+71	-347
Desmonte de bosques naturales	152	303
Con deforestación	223	-44

El sistema global de gestión del uso de la tierra evidencia así desigualdades en su estructura: se preservan los bosques en naciones prósperas y con políticas locales sólidas y se sobreutilizan los bosques en países emergentes con escasa o nula gobernanza ambiental. Según la FAO (2015), nueve de los diez países que reportan las mayores pérdidas netas anuales de área forestal entre 2010 y 2015, son países tropicales: Brasil, Indonesia, Myanmar, Nigeria, Tanzania, Paraguay, Zimbabwe, República Democrática del Congo y Bolivia. Se precisa entonces la necesidad de una política multinacional para la gestión del uso de la tierra. Esta política debería incluir la determinación de patrones espaciales del uso de la tierra a escala global, el análisis y control del desplazamiento de los usos de la tierra, un análisis de las dinámicas locales de intensificación, producción y consumo, y regulaciones comerciales y una concordancia con las políticas nacionales de uso de la tierra (Meyfroidt et al., 2010). Todo esto con el objetivo de obtener el máximo beneficio de la globalización económica y la modernización, preservando los ecosistemas naturales y apoyando el desarrollo socioeconómico de todas las naciones por igual, así como los programas ambientales locales, regionales y globales.

### **3.1.6 Identificación y gestión del cambio de uso de suelo**

La gestión del cambio de uso del suelo inicia con el monitoreo e identificación de los usos y cambios de uso del suelo. La clasificación de los usos del suelo para un sitio específico, en un punto determinado en el tiempo, se realiza a partir de mapas de cobertura del suelo, procesados, por ejemplo, desde imágenes satelitales. La evaluación de los cambios de uso de suelo se realiza mediante un análisis comparativo de mapas de uso de suelo en un período de tiempo. Este análisis puede realizarse bajo diferentes metodologías; un método que ha demostrado ser muy productivo es el denominado "Análisis de intensidad". En este método, se

caracterizan cuantitativamente los patrones de cambio de uso del suelo, a través de un análisis en tres niveles, de los mapas de categorías de suelos, obtenidos para varios puntos en el tiempo (mínimo dos) en un mismo sitio. Su nombre se debe a que el método explica la intensidad de las transiciones del uso de la tierra en cada nivel, el cual va desde uno general a uno más detallado. Primero, el nivel de intervalo identifica cómo el tamaño y la velocidad del cambio varían a lo largo de los intervalos. Segundo, el nivel de categoría mide, en cada intervalo de tiempo y para cada categoría, cómo el tamaño y la intensidad de las pérdidas y ganancias brutas de cada categoría varían. Tercero, el nivel de transición mide cómo el tamaño y la intensidad de las transiciones de una categoría varían en las otras categorías que están disponibles para esa transición (Aldwaik & Pontius, 2012). Este método es muy útil debido a que provee un análisis de cambio e intensidades de cambio en diferente nivel de detalle y en varios intervalos de tiempo, permitiendo identificar mejor las razones de dichas variaciones.

Se ha empleado este método en diversos estudios y se han obtenido resultados importantes. Se utilizó, por ejemplo, para estudiar los cambios de uso de suelo en la ciudad de Kigali, capital de Ruanda, al este de África, en un período de 33 años (1981-2014). Se identificó la existencia de cambios dominantes de áreas de cultivos y tierras limpias, a áreas urbanas; y cambios simultáneos y bidireccionales, en diferentes lugares, entre áreas con vegetación, y áreas de cultivos y tierras limpias. Las posibles causas de estos cambios serían la creciente economía, los conflictos civiles y los esfuerzos de conservación forestal (Akinyemi et al., 2016). Asimismo, se ha analizado bajo este método la Cuenca del Río Mara, una región forestal al este de África, entre 1976 y 2014. Se determinó que la región era muy dinámica respecto a sus cambios de uso de suelo, y que ha dominado, en todo el período analizado, la pérdida de áreas de bosque cerrado a bosque abierto, para la posterior transición a áreas de agricultura de pequeña escala. La principal causa de los cambios sería la continua expansión de asentamientos humanos hacia el área de la reserva forestal; mientras que el procedimiento que se sigue es una abertura inicial del bosque para la tala o producción de carbón vegetal, y luego una remoción completa para la agricultura. También se identificó el reciente cambio de áreas de pastizales a agricultura mecanizada (Mwangi et al., 2018).

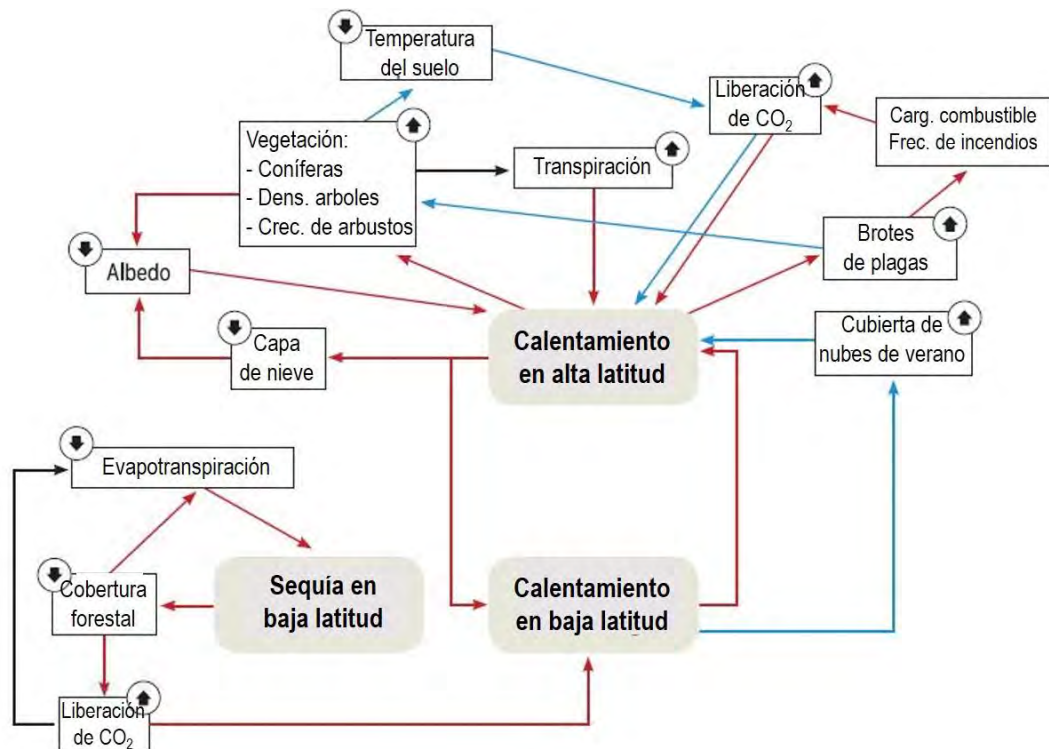
La proyección de escenarios de cambios futuros y el impacto de situaciones especiales (crecimiento socioeconómico, construcciones importantes, conflictos) pueden evaluarse adecuadamente cuando se ha comprendido el proceso de cambio de uso del suelo pasado y las razones que lo definieron. Los cambios de uso de la



tierra deben analizarse en el contexto de que tienen implicaciones ecológicas: para decidir sobre un uso futuro de la tierra de los bosques tropicales se deben evaluar los beneficios socioeconómicos (usualmente a corto plazo) frente a los efectos ambientales colaterales (evidentes a largo plazo). Esta información en conjunto representa la base de las políticas gubernamentales para el control del cambio del uso del suelo. Estas políticas deberían seguir un enfoque político y legal dinámico y multinivel que aplique de igual forma internacionalmente, pero que considere los recursos y capacidades locales, para que tengan efectividad (Pecl et al., 2017). Esto como consecuencia de los efectos a gran escala de los cambios de uso del suelo, más allá de las fronteras nacionales. Brasil, por ejemplo, ha logrado reducir la pérdida anual de sus bosques de más de 40,000 km<sup>2</sup>/año entre 2003 a 2004 a menos de 20,000 km<sup>2</sup>/año entre 2010 a 2011, gracias a la promoción de políticas contra la deforestación (Hansen et al., 2013). Estas políticas priorizaron la concientización sobre la valoración de los bosques, y fueron formuladas en base al mapeo y documentación de las tendencias de la deforestación y a las múltiples investigaciones realizadas, y fortalecidas con iniciativas de políticas internacionales, como UNFCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático) y REDD (reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y degradación de los bosques en los países en desarrollo). En la sección 3.5, se detallan algunas estrategias específicas para la gestión del cambio de uso del suelo.

### **3.1.7 Vulnerabilidad al cambio climático**

El cambio climático se define como una importante variación estadística en el estado medio del clima o en su variabilidad, que persiste durante un período prolongado (décadas o más). El cambio climático se puede deber a procesos naturales internos o a cambios del forzamiento externo, o bien a cambios persistentes antrópicos en la composición de la atmósfera o en el uso de las tierras (IPCC, 2001). El cambio climático afecta a las poblaciones que habitan la Tierra y la forma en que se relacionan entre ellas. La redistribución de la biodiversidad debido al cambio climático evidencia las alteraciones ocasionadas. En este mecanismo, se modifican los hábitats originales y ocurre una sustancial retroalimentación climática que incluye cambios en el albedo, en el secuestro biológico de carbono de la atmósfera al mar profundo (*biological pump*) y la amplificación del efecto invernadero (Pecl et al., 2017). En la Figura 3.9, se muestra la retroalimentación climática debido a la redistribución de especies de plantas en latitudes altas, algunos procesos aumentan el calentamiento (flechas rojas), mientras que otros lo disminuyen (flechas azules).



**Figura 3.9. Retroalimentación climática y procesos impulsados por la redistribución de especies de plantas en latitudes altas (extraído de Pecl et al., 2017)**

El cambio climático es la segunda gran amenaza, después de la deforestación, que afecta a los bosques tropicales y se evidencia en diferentes formas. En primer lugar, el aumento de los niveles de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera puede estar ocasionando un aumento de la tasa de fotosíntesis mediante el denominado efecto de fertilización con  $\text{CO}_2$  (o efecto de la fertilización con carbono), y, por ende, un incremento de la biomasa y reservas forestales. Pero este mecanismo también puede disminuir la capacidad de secuestro de carbono en la biomasa de los bosques (Laurance, 1998, Huntingford et al., 2013). En segundo lugar, el cambio climático altera la climatología propia de los bosques a nivel regional y local mediante cambios en el clima promedio y la frecuencia de eventos climáticos extremos, como sequías, tormentas e incendios forestales. En el clima promedio, los incrementos en la temperatura pueden ocasionar cambios en la precipitación e incrementar la duración e intensidad de las temporadas secas (Malhi et al., 2008). En un contexto de un cambio climático inducido por  $\text{CO}_2$ , se identificó que los bosques tropicales son más sensibles a cambios de temperatura y efectos atmosféricos (concentración de  $\text{CO}_2$ ), más que a una alteración de la precipitación. No obstante, cambios climáticos bajo concentraciones distintas de otros GEI podrían modificar esta tendencia (Huntingford et al., 2013). Por otro lado, la frecuencia de eventos climáticos extremos puede verse afectada por las fluctuaciones estacionales a interanuales de las variaciones climáticas a gran escala, como la Oscilación Sur del Niño (ENOS) y la Oscilación del

Atlántico Norte (NAO) (Deb et al., 2018). En un análisis realizado en la región tropical al sur de Ecuador, se determinó que la selva amazónica, a pesar de tener considerables áreas en estado de conservación, tiene un alto grado de vulnerabilidad frente a cambios climáticos. Esta vulnerabilidad se evidencia en su alta sensibilidad, elevado grado de exposición, mayores incrementos en la temperatura y precipitación medias, y menor capacidad de adaptabilidad (Eguiguren-Velepucha et al., 2016). De igual forma, en la selva tropical del sudeste asiático, se han observado tendencias climáticas de incremento de las temperaturas del aire y mayores cambios en los regímenes de precipitación (Deb et al., 2018).

Las alteraciones climáticas en los bosques tropicales pueden modificar fundamentalmente la distribución de las especies, la composición, la fenología y la estructura del bosque, lo que puede ocasionar la pérdida de capacidad de brindar servicios de los ecosistemas, y, por lo tanto, afectar a las poblaciones que dependen de ellos. Asimismo, los bosques pueden permanecer en un régimen climático permanentemente más seco, debilitar en gran medida la resiliencia de toda la región ante un evento extremo y ampliar el área propicia para el desarrollo de otras actividades económicas que sigan deforestando los bosques (Deb et al., 2018; Malhi et al., 2008).

## **3.2 AMAZONÍA PERUANA**

### **3.2.1 Descripción general**

El Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) estableció que, según el criterio ecológico de selva, la Amazonía peruana abarca un área de 779,379 km<sup>2</sup>, incluyendo el área deforestada, y corresponde al 61 % del área total del país (IIAP, 1998). El Ministerio del Ambiente (MINAM), por otro lado, dentro del Proyecto REDD+, elaboró el Mapa de Bosque y No Bosque del año 2000 y el Mapa de Pérdida de Bosques Húmedos Amazónicos del Perú para el período 2000 - 2011. De estos dos mapas, el MINAM determinó que el área de la Amazonía peruana para el año 2000 era de 783,088 km<sup>2</sup>, de las cuales el 7.4% es considerado No bosque y el 1.8% es considerado parte de la red hidrográfica. Así, el bosque húmedo amazónico, para el año 2000, abarcaba 710,930 km<sup>2</sup>, 55% del territorio nacional. También se determinó que la pérdida de bosque húmedo amazónico en el periodo del 2000 al 2011 fue de 11,758 km<sup>2</sup>, equivalente al 0,9 % del área total del territorio nacional (MINAM, 2015b). Para el año 2017, los bosques húmedos amazónicos representaban el 54% del territorio nacional (Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático [Programa Bosques], 2017). En la

Figura 3.10 se muestra el área que ocupa la Amazonía peruana y su distribución en los principales departamentos.



Figura 3.10. Extensión del bosque húmedo de la Amazonía Peruana (extraído de MINAM, 2015b)

Tabla 3.6. Departamentos con mayor área de Amazonía (adaptado de IIAP, 1998)




Departamento	Área de la Amazonía Peruana	
	km <sup>2</sup>	%
Loreto	368,852	47.4
Ucayali	102,411	13.2
Madre de Dios	85,183	10.9
San Martín	50,916	6.5
Cusco	38,652	5.0
Amazonas	36,540	4.8
Total	778,379	100.0

La cobertura vegetal en la Amazonía peruana consiste básicamente en bosques húmedos en llanuras inundables en tierras bajas, bosques húmedos en tierras medias y altas, y bosques húmedos andinos en el oeste. En la Tabla 3.7 se describen

seis principales tipos de cobertura vegetal que se han identificado en la selva peruana.

**Tabla 3.7. Descripción de seis principales tipos de cobertura vegetal en la Amazonía peruana (adaptado de MINAM, 2015a y MINAM, 2015b)**

Tipo de cobertura vegetal	Características
<p data-bbox="316 461 719 517">Bosque inundable de palmeras o aguajal</p> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Se ubica desde el nivel más bajo de los grandes ríos hasta aproximadamente los 750 msnm.</li> <li>- Se compone de la unidad vegetal tipo hidromórfica.</li> <li>- Está inundado de forma permanente casi todo el año.</li> <li>- Los suelos presentan un pobre drenaje y abundante materia orgánica con lenta descomposición.</li> <li>- Se encuentra dominado mayormente por poblaciones de palmeras de la especie <i>Mauritia flexuosa</i> conocida como aguaje. El aguajal produce frutos muy apreciados por la población local y regional, y es material de construcción.</li> <li>- Constituye un importante sumidero de carbono del suelo.</li> </ul>
<p data-bbox="316 1003 719 1059">Bosque húmedo de terraza baja y media</p> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Se ubica en la llanura aluvial de la selva amazónica.</li> <li>- La cobertura boscosa de la terraza baja es susceptible a las inundaciones de los ríos.</li> <li>- Tiene una altura hasta 5 m respecto al nivel de aguas, una pendiente de 0 a 2 % y está conformado por sedimentos aluviónicos recientes.</li> <li>- El bosque ubicado en la terraza media tiene una altura respecto al nivel de las aguas entre 5 a 10 m, con pendientes entre 0 a 8 %.</li> <li>- Tiene un gran potencial de recursos forestales maderables y no maderables, así como de servicios ambientales.</li> <li>- Su cercanía a los ríos y quebradas hace que este bosque se halle más expuesto a las actividades de deforestación.</li> </ul>
<p data-bbox="316 1545 719 1579">Bosque húmedo de terraza alta</p> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Se ubica en una plataforma compuesta por acumulación fluvial antigua con pendiente de 0 a 15 % y aproximadamente sobre los 10 m de altura respecto al nivel de las aguas.</li> <li>- También existen terrazas de origen tectónico, muchas de ellas alejadas de los ríos.</li> <li>- Tiene un gran potencial de recursos forestales maderables y no maderables, así como de servicios ambientales.</li> <li>- Debido a la cercanía de algunas áreas, se halla más expuesto a las actividades de deforestación.</li> </ul>

Tipo de cobertura vegetal	Características
<p data-bbox="316 255 719 315">Bosque húmedo de colina baja y lomadas</p> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- El bosque ubicado en las colinas bajas, cuya superficie es mucho mayor que el de las lomadas, se desarrolla en tierras originadas por acumulación fluvial muy antigua y que se presenta con diferentes grados de erosión. Su pendiente varía de 15 a 75 % y tiene una elevación topográfica menor de 80 m de altura con respecto a su base.</li> <li>- El bosque ubicado en las lomadas se ubica en tierras originadas por acumulación fluvial antigua, presentando una superficie ondulada con pendiente de 8 % a 15 % y una elevación topográfica menor de 20 m de altura con respecto a su base.</li> <li>- Tiene un gran potencial forestal maderable y no maderable, así como de servicios ecosistémicos.</li> </ul>
<p data-bbox="316 777 679 806">Bosque húmedo de colina alta</p> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Se desarrolla en colinas altas desde los 80 m hasta los 300 m de altura respecto a su base y con pendiente generalmente superior a 50 %.</li> <li>- La colina alta ha sido originada por erosión de la antigua acumulación aluvial (anteriores niveles de terraza).</li> <li>- Posee una alta densidad y diversidad florística, y la vegetación es predominantemente arbórea.</li> <li>- Tiene un buen potencial forestal; sin embargo, la fuerte pendiente del terreno y la alta pluviosidad lo hace altamente vulnerable a los procesos de erosión del suelo. Aun así, se pueden aprovechar los recursos ecosistémicos</li> </ul>
<p data-bbox="316 1218 663 1247">Bosque húmedo de montaña</p> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Se ubica a lo largo del flanco oriental andino, desde el pie de montaña hasta aproximadamente 3800 msnm en las zonas central y sur del país (límite del pajonal altoandino) y hasta los 3000 msnm en la zona norte del país (límite del páramo).</li> <li>- La montaña constituye una geoforma determinada por la longitud de su ladera, superior a los 300 m, con pendiente desde 25 % hasta más de 50 %.</li> <li>- La fuerte pendiente del terreno, los suelos mayormente superficiales y la alta pluviosidad limitan el desarrollo de la actividad forestal maderable; sin embargo, es posible el aprovechamiento de recursos forestales no maderables. Existe un gran potencial del ecoturismo.</li> </ul>

De acuerdo con información de la ANA, Perú es uno de los 20 países con mayor disponibilidad de agua en el mundo con un volumen anual promedio de agua superficial disponible de 1'768,172 MMC. Asimismo, cuenta con 159 cuencas o unidades hidrográficas pertenecientes a tres vertientes hidrográficas: vertiente del Atlántico (84), vertiente del Pacífico (62) y vertiente del Titicaca (13). La vertiente del

Atlántico abarca un 75 % del territorio nacional, constituye principalmente a la Amazonía peruana y representa el mayor porcentaje de disponibilidad de agua del país (97 %) (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2012). Entre algunas cuencas importantes de la Amazonía peruana se puede mencionar a la del río Napo, Bajo Marañón, Bajo Huallaga, Bajo Ucayali, Urubamba, Inambari, Intercuenca Madre de Dios y la Intercuenca del Amazonas. Las cuencas hidrográficas son muy importantes en la Amazonía peruana porque ayudan a definir las características de los ecosistemas forestales y definen ecosistemas de aguas continentales en sí mismos (MINAM, 2015c).

Finalmente, respecto a la población que habita en la Amazonía peruana se conoce que es menor que las poblaciones que viven en la costa o sierra del país. En el censo de 2017, se identificó que la población peruana de más de 31 millones de habitantes se distribuye en 58 % en la costa, 28 % en la sierra y 14 % en la selva. Asimismo, se identificó que la población estimada de la Amazonía peruana era de 4'076,404 habitantes en 2017, el 6% de la cual (247,505 personas) era población indígena que habitaba en comunidades nativas. Esto representa una reducción de más de 85 mil indígenas respecto al censo de 2007 (Instituto Nacional de Estadística e Informática [INEI], 2018a; INEI, 2009).

### 3.2.2 Servicios ecosistémicos

Los bosques amazónicos peruanos brindan servicios ecosistémicos esenciales, entre ellos, la captación de carbono a través de CO<sub>2</sub>, la liberación de O<sub>2</sub>, la regulación del clima, el control del ciclo de agua, la disposición de agua y la retención de nutrientes en el suelo. En la Tabla 3.8 se muestra la importancia de los servicios ecosistémicos brindados por las coberturas vegetales más relevantes de la Amazonía peruana y en la Tabla 3.9, la importancia de los servicios ecosistémicos brindados por los ríos amazónicos peruanos. Asimismo, en los siguientes ítems se detallarán los servicios ecosistémicos más relevantes que provee la selva peruana.

**Tabla 3.8. Importancia de los servicios ecosistémicos prestados por las coberturas vegetales de la Amazonía peruana (MINAM, 2015c)**

COBERTURA VEGETAL O ECOSISTEMA	TIPOS DE SERVICIO ECOSISTÉMICO			
	Aprovisionamiento	Regulación	Soportes	Culturales
Bosque inundable de palmeras o aguajal	Bajo	Bajo	Medio	Alto
Bosque Húmedo de Terraza Baja y Media	Alto	Alto	Alto	Alto

COBERTURA VEGETAL O ECOSISTEMA	TIPOS DE SERVICIO ECOSISTÉMICO			
	Aprovisionamiento	Regulación	Soportes	Culturales
Bosque Húmedo de Terraza Alta	Medio	Alto	Alto	Alto
Bosque Húmedo de Colina Baja y Lomadas	Alto	Alto	Alto	Alto

**Tabla 3.9. Importancia de los servicios ecosistémicos que prestan los ecosistemas acuáticos en los ríos amazónicos peruanos (MINAM, 2015c)**

ECOSISTEMAS EN LOS RÍOS AMAZÓNICOS	TIPOS DE SERVICIO ECOSISTÉMICO			
	Aprovisionamiento (agua, alimento, materiales, insumos)	Regulación (aire, clima, agua, suelo, control biológico)	Hábitat (alevinaje, protección del pool génico)	Cultural (turismo, recreación, educación)
Ucayali	Alto	Alto	-	Alto
Marañón	Alto	Alto	Bajo	Medio
Huallaga	Alto	Alto	Medio	Medio
Madre de Dios	Alto	Alto	-	Alto

### 3.2.2.1 Biodiversidad y áreas protegidas

Los gradientes ambientales de clima y suelos junto con la historia geológica y evolutiva de la Cordillera de los Andes han permitido la formación de los diversos ecosistemas en los andes tropicales, que convierten a la región andina en la de mayor riqueza y diversidad biológica del planeta (MINAM, 2015c). Asimismo, la biodiversidad en la Amazonía peruana se relaciona directamente con el aprovisionamiento de los servicios ecosistémicos. Según la organización no gubernamental (ONG) *Conservation International (CI)*, Perú es el décimo quinto país que alberga mayor biodiversidad en el mundo, formando parte de los 17 países que albergan el 70% de la biodiversidad del mundo con una alta biodiversidad endémica (Mittermeier et al., 1997). En 2013 y a nivel nacional, se tenían identificadas 20,585 especies de flora peruana y 5,585 especies de animales vertebrados, de las cuales, 2,134 son peces, 624 son anfibios, 446 son reptiles, 1,847 son aves y 523 son mamíferos (MINAM, 2015c). Gran parte de esta biodiversidad se ubica en la Amazonía peruana.

Una de las herramientas que ayudan en la conservación de la diversidad biológica es el establecimiento de Áreas Naturales Protegidas (ANP) (sección 3.5.2). En la Tabla 3.10 se muestran las ANP que se ubican en la Amazonía peruana e incluyen



áreas de uso indirecto (Parques Nacionales y Santuarios Nacionales) de un total de 101,931 km<sup>2</sup> y áreas de uso directo (reservas nacionales y reservas comunales) de 56,380 km<sup>2</sup>. De igual forma, los tipos de cobertura mejor representados dentro de las ANP son los bosques húmedos de colina baja y lomada (37% de su superficie en las ANP), de montaña (23%) y de terraza baja y media (12%), mientras que los tipos con menor porcentaje del área protegida son los de ambientes áridos y semiáridos (MINAM, 2015c).

**Tabla 3.10. Áreas Naturales Protegidas en la Amazonía peruana (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP], 2019)**

Código	Nombre	Creación	Ubicación política	Extensión (km <sup>2</sup> )
<b>Parques nacionales</b>				<b>98,944</b>
PN 02	Tingo María	1965	Huánuco	47.77
PN 03	Manu	1973	Cusco y Madre de Dios	17,162.95
PN 06	Río Abiseo	1983	San Martín	2,745.20
PN 07	Yanachaga-Chemillén	1986	Pasco	1,220.00
PN 08	Bahuaja-Sonene	1996	Madre de Dios y Puno	10,914.16
PN 09	Cordillera Azul	2001	San Martín, Loreto, Ucayali y Huánuco	13,531.91
PN 10	Otishi	2003	Junín y Cusco	3,059.73
PN 11	Alto Purús	2004	Ucayali y Madre de Dios	25,106.94
PN 12	Ichigkat Muja - Cordillera del Cóndor	2007	Amazonas	884.77
PN 13	Güeppi-Sekime	2012	Loreto	2,036.28
PN 14	Sierra del Divisor	2015	Loreto y Ucayali	13,544.85
PN 15	Yaguas	2018	Loreto	8,689.28
<b>Santuarios nacionales</b>				<b>2,988</b>
SN 06	Megantoni	2004	Cusco	2,158.69
SN 07	Pampa Hermosa	2009	Junín	115.44
SN 08	Tabaconas-Namballe	1988	Cajamarca	321.25
SN 09	Cordillera de Colán	2009	Amazonas	392.16
<b>Reservas nacionales</b>				<b>34,713</b>
RN 08	Pacaya-Samiria	1972	Loreto	20,800.00
RN 09	Tampobapata	2000	Madre de Dios	2,746.90
RN 10	Allpahuayo Mishana	2004	Loreto	580.70
RN 12	Matsés	2009	Loreto	4,206.35
RN 14	Pucacuro	2010	Loreto	6,379.54

Código	Nombre	Creación	Ubicación política	Extensión (km <sup>2</sup> )
<b>Reservas comunales</b>				<b>21,666</b>
RC 01	Yanesha	1988	Pasco	347.45
RC 02	El Sira	2001	Huánuco, Pasco y Ucayali	6,164.13
RC 03	Amarakaeri	2002	Madre de Dios	4,023.36
RC 04	Asháninka	2003	Junín y Cusco	1,844.68
RC 05	Machiguenga	2003	Cusco y Junín	2,189.06
RC 06	Purús	2004	Ucayali y Madre de Dios	2,020.33
RC 07	Tuntanain	2007	Amazonas	949.68
RC 08	Chayu Nain	2009	Amazonas	235.98
RC 09	Airo Pai	2012	Loreto	2,478.88
RC 10	Huimeki	2012	Loreto	1,412.34

### 3.2.2.2 Reservas de carbono

En el estudio geográfico de alta resolución de los stocks de carbono sobre el suelo del Perú realizado en 2014 por el Observatorio Aéreo Carnegie y el MINAM, se determinó que el total del stock de carbono estimado sobre el suelo del Perú es de 6.922 Pg (Petagramos, mil millones de toneladas métricas). También se identificó que la Amazonía peruana es la región que representa casi la totalidad de las reservas de carbono (Tabla 3.11), y que los bosques de alta biomasa están ubicados en la región baja y sub-montaña del Amazonas (por debajo de los 500 m de elevación), llegando a tener densidades máximas de  $128 \pm 14 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Asimismo, se determinó que el 26% del total de stock de carbono en el suelo peruano se encuentra en territorio de las ANP (Asner et al., 2014).

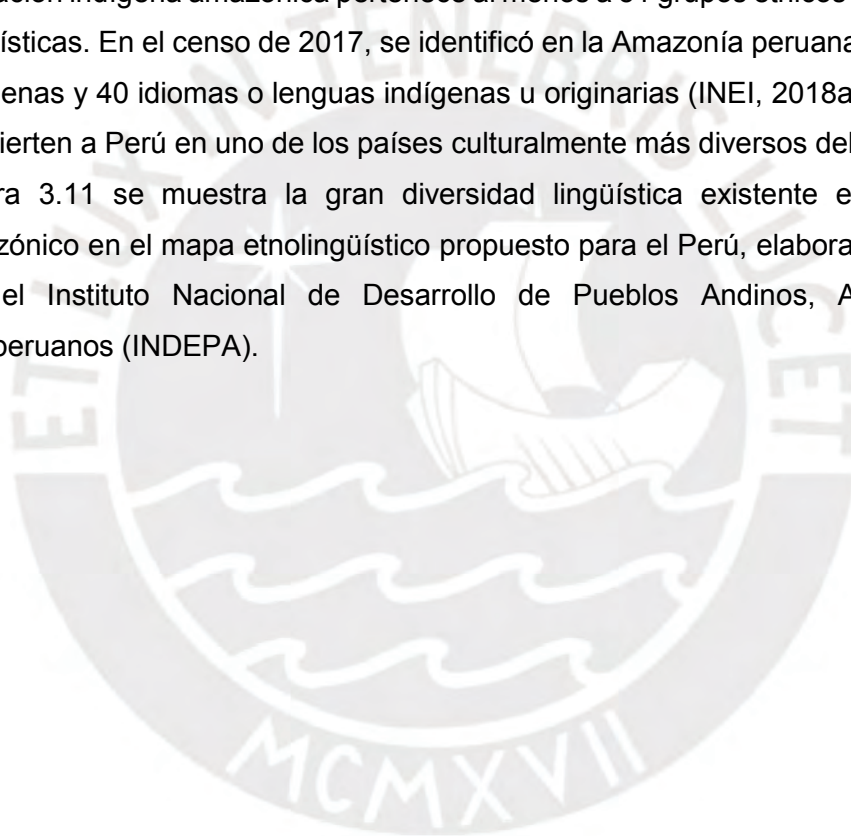
**Tabla 3.11. Departamentos del Perú con mayores densidades y stocks de carbono (Asner et al., 2014)**

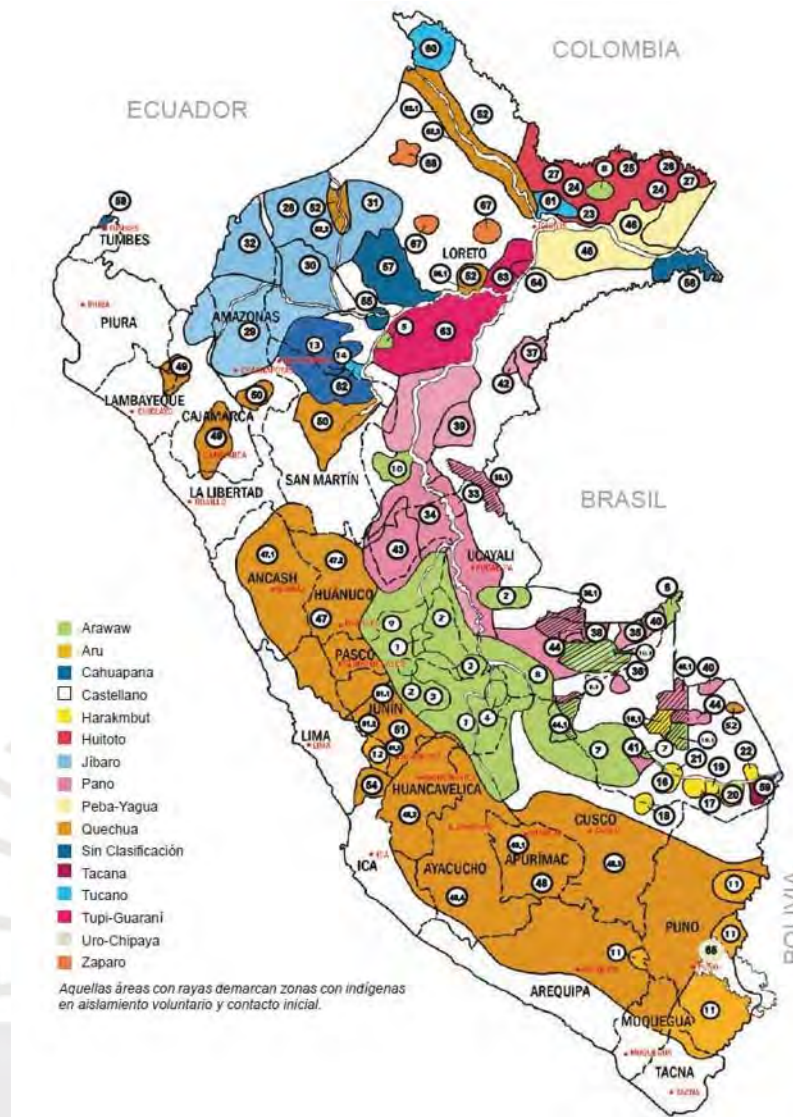
Departamento	Densidad media de carbono (*) (Mg C ha <sup>-1</sup> )	Total Stock de carbono (Tg C)	Proporción del Perú (%)
Loreto	98.8	3,685	53.2
Ucayali	93.7	987	14.3
Madre de Dios	96.4	819	11.8
Amazonas	61.2	243	3.5
San Martín	59.8	304	4.4
Pasco	51.2	123	1.8
Total	99.3	6,922	100

Nota: (\*) Densidad media de carbono sobre el suelo

### 3.2.2.3 Diversidad cultural

Los pueblos indígenas amazónicos se relacionan de forma estrecha con su ambiente y los recursos que les ofrece, tienen un conocimiento profundo sobre la diversidad biológica, los procesos ecológicos y climáticos de la región en la que viven, y saben aprovechar de forma sostenible los recursos ecosistémicos. Estos conocimientos se inscriben en el lenguaje, la memoria y las prácticas, y se reflejan en las plantas y animales silvestres y domesticados, en los agroecosistemas y en la transformación del paisaje (MINAM, 2015c). Las características de una lengua y el número de hablantes brindan información de la cultura de quienes la usan. De acuerdo con el II Censo de Comunidades Indígenas de la Amazonía Peruana 2007 (INEI, 2009), la población indígena amazónica pertenece al menos a 51 grupos étnicos y a 13 familias lingüísticas. En el censo de 2017, se identificó en la Amazonía peruana a 44 pueblos indígenas y 40 idiomas o lenguas indígenas u originarias (INEI, 2018a). Estos datos convierten a Perú en uno de los países culturalmente más diversos del mundo. En la Figura 3.11 se muestra la gran diversidad lingüística existente en el territorio amazónico en el mapa etnolingüístico propuesto para el Perú, elaborado en el 2010 por el Instituto Nacional de Desarrollo de Pueblos Andinos, Amazónicos y Afroperuanos (INDEPA).





**Figura 3.11. Mapa etnolingüístico del Perú (extraído de INDEPA, 2010)**

Por otro lado, respecto a la tenencia del título de propiedad de los territorios indígenas, se sabe que, según la actualización de la base de datos SICNA (diciembre de 2015), existen 2,009 comunidades nativas reconocidas, de las cuales el 96% han sido inscritas formalmente y el 67% han sido tituladas. El área titulada correspondiente es de 12'159,400 ha y el área por titular es de 5'736,753 ha (Instituto del Bien Común [IBC], 2016). Las zonas en las que se concentran las comunidades son Loreto, Ucayali, Amazonas y Junín. Asimismo, los resultados del III Censo de Comunidades Nativas 2017 actualizaron el valor del total de comunidades nativas reconocidas por alguna entidad competente a 2,425, de las cuales el 77,1% tienen título de propiedad de sus tierras y el 22,8% no cuenta con este documento (INEI, 2018a). Adicionalmente, el 2.8% (2'166,589 ha) de la Amazonía peruana corresponde a reservas comunales (Figura 3.10).

#### 3.2.2.4 Actividades socioeconómicas en la Amazonía peruana

La Amazonía peruana ha sido ocupada históricamente por poblaciones indígenas que basan sus sociedades en actividades primarias, como la recolección, caza y pesca, y son seminómadas, como por ejemplo los pueblos del Napo y del Amazonas. En el libro “Perfiles históricos de la Amazonía peruana”, Víctor-San Román (1994) realizó un análisis histórico de esta región del país, en el cual identificó los principales hitos que definieron el perfil actual de la selva peruana, los cuales se detallan a continuación. En 1542, con la llegada de los españoles y los misioneros, y el objetivo de cristianizar y civilizar a los nativos, se formaron los primeros pueblos. Los indígenas entraron en la vida comercial y cambiaron algunas de sus actividades económicas. La agricultura, por ejemplo, se convirtió en la actividad principal. Cuando los misioneros dejaron la selva, alrededor de 1769, y frente a un sistema económico capitalista, se promovió la colonización de la selva y de los nativos, viendo a la selva únicamente como una fuente de recursos. En 1880, inició la Época del Caucho, la cual fue uno de los mayores determinantes en la actual estructura sociocultural de la selva. Se generaron migraciones extensas a la selva y se expulsaron a los nativos de sus tierras o fueron esclavizados. Cuando el *boom* del caucho terminó en 1914, se generó un caos económico y social. Se buscaron nuevos recursos naturales en la selva y se inició la expansión de la agricultura (café, algodón, tabaco, etc.). En los años siguientes, alrededor de 1943, se promovió la integración de la Amazonía al contexto nacional: se abrieron carreteras, se crearon ciudades, se mejoraron las comunicaciones y se incrementó el comercio. A partir de los años 70, la explotación de petróleo y el cultivo de coca, mediante la introducción de grandes capitales de dinero, de grupos armados y del ejército, han continuado moldeando nuevamente los patrones socioculturales en la región.

Actualmente, en esta región, se realizan actividades económicas como la agricultura, la ganadería, la silvicultura, la caza, el comercio y el aprovechamiento sostenible de las ANP. Asimismo, existen grandes proyectos de extracción de petróleo, gas y minerales, y de generación de energía. El Valor Agregado Bruto (VAB), que mide el valor total creado por un sector, de la Amazonía (Loreto, Ucayali, Madre de Dios, Amazonas, San Martín y Cusco) fue de 45,140 millones de soles en 2017, esto equivale a un 9.7% del VAB del Perú para el mismo año (INEI, 2018b). La estructura de las actividades en la Amazonía, sin embargo, difiere de la estructura general del país en el orden en que se encuentran las actividades principales y los porcentajes de generación de producto de las actividades (Figura 3.12). En el Perú y la Amazonía peruana, la extracción de petróleo, gas y minerales, y el comercio son actividades

económicas principales, pero la agricultura adquiere mayor importancia en el ámbito amazónico, mientras que, en el ámbito nacional, la manufactura genera mayores recursos. Por otro lado, la Población Económicamente Activa (PEA) del Perú y de la selva peruana se concentra en las actividades de agricultura, comercio, hoteles y restaurantes, transportes y comunicaciones y manufactura (Figura 3.13). Específicamente, en la Amazonía peruana, trabajan alrededor de 2 millones de personas, lo que representa un 13% de la PEA del Perú (INEI, 2018c).

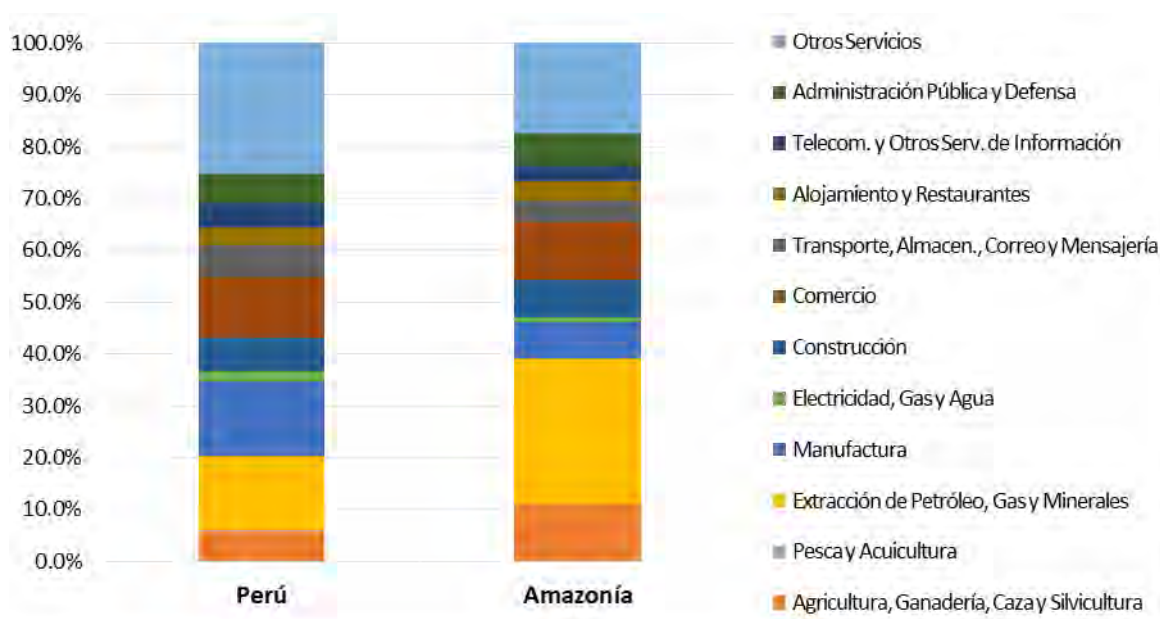


Figura 3.12. Valor Agregado Bruto según actividades económicas para el Perú y la Amazonía peruana en 2017 (elaborado a partir de INEI, 2018b)

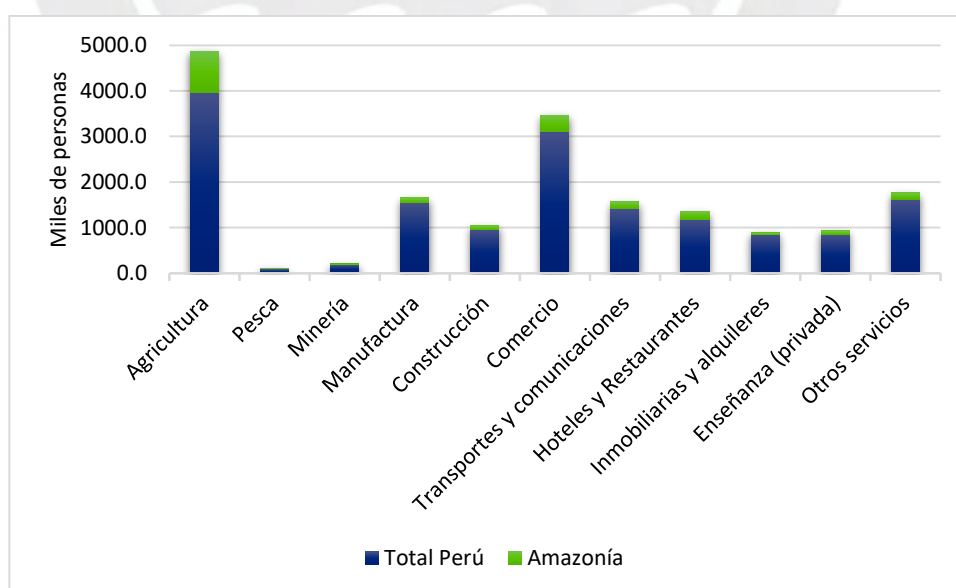


Figura 3.13. Población Económicamente Activa ocupada según actividades económicas a nivel nacional y para la Amazonía en 2017 (elaborado a partir de INEI, 2018b)

### 3.2.3 Deforestación, degradación forestal y cambios de uso del suelo

Los ecosistemas de los bosques tropicales peruanos enfrentan amenazas a causa del cambio de uso de tierra, las actividades extractivas, la deforestación y el cambio climático; mientras que los ecosistemas acuáticos de los ríos amazónicos sufren los efectos de la contaminación, la degradación, el represamiento y la sobrepesca (MINAM, 2015c). En las Tabla 3.12 y Tabla 3.13, se observan los principales tipos de amenazas que enfrentan los ecosistemas de la Amazonía peruana (sección 3.2.2.1) y en qué grado los afectan.

**Tabla 3.12. Importancia de las principales amenazas a las coberturas vegetales de la Amazonía peruana (MINAM, 2015c)**

COBERTURA VEGETAL O ECOSISTEMA	TIPOS DE AMENAZAS					
	Cambio de uso del suelo	Cambio climático	Activ. extractivas	Sobre pastoreo	Contaminación	Introducción de especies
Bosque inundable de palmeras o aguajal	Bajo	Medio	Bajo	-	Medio	-
Bosque Húmedo de Terraza Baja y Media	Alto	Alto	Alto	Bajo	Alto	Medio
Bosque Húmedo de Terraza Alta	Medio	Alto	Alto	Bajo	-	Medio
Bosque Húmedo de Colina Baja y Lomadas	Medio	Alto	Alto	-	Medio	Bajo

**Tabla 3.13. Importancia de los diferentes tipos de amenazas a los ecosistemas acuáticos de los ríos amazónicos peruanos (MINAM, 2015c)**

ECOSISTEMA DE LOS RÍOS AMAZÓNICOS	TIPOS DE AMENAZAS					
	Contaminación	Degradación	Represamiento	Cambio climático	Especies invasoras	Sobrepesca
Ucayali	Bajo	-	-	Bajo	Bajo	Bajo
Marañón	Bajo	Bajo	-	Bajo	Bajo	Bajo
Huallaga	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Madre de Dios	Alto	Medio	-	Bajo	Bajo	Bajo

Entre 2001 y 2017, se ha estimado que el Perú ha perdido 21,301 km<sup>2</sup> de bosque húmedo amazónico. La pérdida de bosque durante los últimos 5 años (2013-2017)

ha sido más intensa y ha representado el 41% de la deforestación total de casi dos décadas. Sin embargo, la deforestación en 2017 (1,559 km<sup>2</sup>) ha presentado una reducción de 5% respecto a la deforestación del 2016 (Programa Bosques, 2017). El Proyecto de Monitoreo de la Amazonía Andina (MAAP) realiza monitoreos en tiempo casi real para identificar y entender los patrones y causas de la deforestación en la Amazonía Andina. En 2017, el MAAP estimó un área deforestada de 1,434 km<sup>2</sup> en todo el país, cantidad menor que la calculada por el MINAM y que representaría, según los datos del MAAP, el valor más bajo en 5 años y una disminución del 13% respecto al año pasado. Asimismo, el MAAP identificó la Amazonía central (Ucayali y Huánuco) y la Amazonía sureña (Madre de Dios) como las dos áreas principales de deforestación, además de varias vías de acceso adicionales dispersas en todo el país (Finer et al., 2018). En la Figura 3.14, se muestra la extensión de la deforestación entre 2001 y 2017, y en la Tabla 3.14, los seis departamentos con mayor deforestación en 2017, según la información del Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático (Programa Bosques) del MINAM.



**Figura 3.14. Extensión de áreas deforestadas en el período 2001-2017 (extraído de Programa Bosques, 2017)**



**Tabla 3.14. Departamentos con mayores áreas amazónicas deforestadas en 2017 (Programa Bosques, 2017)**

Departamento	Área de Amazonía deforestada	
	km <sup>2</sup>	%
Ucayali	299.05	19.2
Madre de Dios	236.69	15.2
Huánuco	192.36	12.3
Loreto	190.82	12.2
San Martín	125.01	8.0
Cusco	121.81	7.8
Total	1,559.14	100.0

Respecto a la conversión de tierras a usos específicos, el Programa Bosques (2017) identificó que, entre 2013 y 2016, 2,496 km<sup>2</sup> (38% de la deforestación en ese período) de bosques amazónicos fueron convertidos a áreas para actividades de agricultura, 1,859 km<sup>2</sup> (29%), para vegetación secundaria, 383 km<sup>2</sup> (6%), a pastizales, y 126 km<sup>2</sup> (2%), a áreas de extracción minera. Asimismo, se determinó que la mayor deforestación se localiza en áreas pequeñas: 97% en áreas menores de 50 ha y 78% en áreas menores de 5 ha. La identificación de las causas y dinámicas de la deforestación y degradación de la Amazonía es importante para diseñar y ejecutar las políticas adecuadas. Se considera que los principales impulsores de la deforestación y la conversión de tierras en la Amazonía peruana, en general, son cuatro: la agricultura de monocultivos, la tala ilegal, la minería ilegal y la construcción de carreteras (Sierra-Praeli, 2018), siendo este último el que impulsa y retroalimenta a los tres primeros cambios de uso de suelo. Aunque usualmente no existe un único cambio de uso de suelo, sino que la existencia de uno motiva otros adicionales; muchas veces, también ocurren cambios de uso de suelo en sucesión (Aldwaik & Pontius, 2012). En las siguientes secciones se describirán brevemente los aportes de la agricultura, la tala y la minería aurífera aluvial a la deforestación y degradación de la Amazonía peruana. Mientras que la construcción de carreteras será desarrollada en el capítulo siguiente, por representar el principal enfoque de la tesis.

### 3.2.3.1 Agricultura y extensión de la frontera agrícola

Los cultivos de palma aceitera, cacao y coca dominan los cambios de uso de suelo y la deforestación asociados a la agricultura en la Amazonía peruana (Finer & Mamani, 2018). El cultivo de palma se caracteriza principalmente por dos razones: gran parte de su producción se ubica sobre tierras deforestadas, y suele desarrollarse bajo

modalidades de agricultura de mediana y gran escala. En la Amazonía peruana, se estimó que el cultivo de palma aceitera abarca 84,500 ha, lo que representa menos del 4% de la extensión de las tierras de cultivo en la región, pero el 11% de la deforestación de la expansión agrícola de 2007 a 2013 (Viyay et al., 2018). Asimismo, se identificó que la palma aceitera ha causado la deforestación de 31,500 ha entre 2000 a 2018 en la Amazonía central y norte del Perú (Ucayali, San Martín, Huánuco y Loreto) (Finer, Vijay & Mamani, 2018), la mayoría de las cuales ha sido debido a actividades agroindustriales a gran escala. En realidad, las parcelas de agricultura de palma aceitera tienen un tamaño medio más de seis veces el tamaño de la deforestación de la agricultura, y la mayoría de los cultivos de palma se localiza en grandes plantaciones, a diferencia de otros cultivos (Viyay et al., 2018). Así, por ejemplo, se estimó que, entre 2000 y 2014, se perdieron 30,000 ha de bosque primario a causa de plantaciones a gran escala de cacao y palma aceitera. En contraste, el modelo de producción a pequeña escala de palma aceitera causó el desbosque de bosque primario de únicamente 575 ha en el mismo período (Finer & Novoa, 2015a). Adicionalmente, cerca de los grandes cultivos de palma, se puede promover también el desarrollo de plantaciones de pequeña y mediana escala de palma u otros cultivos (Finer & Mamani, 2019a).

Por otro lado, la agricultura a pequeña y mediana escala, y la agricultura migratoria también aportan de forma importante a la deforestación y cambio de uso de suelo en la región amazónica, aunque pueden no ser los principales impulsores, como anteriormente habían sido consideradas debido a la distribución del tamaño de sus áreas deforestadas (Ravikumar et al., 2016). De este modo, cerca de la frontera de Madre de Dios y Brasil, alrededor de la localidad de Iberia, se estimó la deforestación de 3,220 ha, asociada a la agricultura de pequeña a mediana escala (maíz, papaya y cacao principalmente) (Finer et al., 2018). En el distrito de Nieva, en Amazonas, se estimó la deforestación de 1,135 ha, relacionada mayormente a agricultura de pequeña escala y ganadería (Finer & Villa, 2018). De igual forma, al suroeste del Parque Nacional Bahuaja Sonene y en Iberia, se ha identificado una extensa deforestación por actividad agropecuaria a pequeña escala (Finer & Mamani, 2019a).

Los patrones regionales son variados. En Ucayali, San Martín, Loreto y Huánuco existe deforestación asociada a la palma aceitera; en Ucayali y Huánuco, deforestación asociada a pastizales; en Loreto, el cultivo de cacao ha deforestado áreas altamente extensas; y en Ucayali, Madre de Dios y Cusco, el cultivo de coca ocupa grandes áreas (Finer et al., 2018; Finer & Novoa, 2015a; Finer & Mamani, 2018).

Un punto importante a considerar es que, a pesar de que Perú enfrenta constantes pérdidas de sus bosques tropicales, continúa promoviendo el desplazamiento del uso de la tierra. Es decir, en Perú, la expansión agrícola no disminuye la dependencia de los consumidores urbanos de las fuentes extranjeras de alimentos, sino que incrementa las importaciones. Esta situación podría estar asociada a una industrialización estancada, fallas en el proceso de comercialización y un déficit de inversión nacional (Meyfroidt et al., 2010).

En el Informe Anual de Monitoreo de Cultivos de Coca, Perú 2017, publicado por la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC) y la Comisión Nacional para el Desarrollo y Vida sin Drogas (Devida) (2018), se reportó que la superficie cultivada con coca en producción en el Perú alcanzó 49,900 ha en 2017, lo que representa un incremento del 14% respecto al año anterior, y que ha tenido un crecimiento continuo en los últimos 3 años. De igual forma, se identificó que el 75% de la coca se concentra en tres zonas: el Valle de los Ríos Apurímac, Ene y Mantaro (VRAEM) (Ayacucho, Cusco y Junín), Convención y Lares (Cusco) e Inambari-Tambopata (Puno), con un total de 37,429 ha, equivalente a un aumento de 35% (2,648 ha) en comparación a 2016. Específicamente, el VRAEM es la zona de mayor superficie cultivada de hoja de coca, con 20,304 ha, lo que representa el 43% del total nacional. Además, los cultivos en las ANP crecieron 36%, y en las Zonas de Amortiguamiento (ZA), 15%, siendo los más afectados el Parque Nacional Bahuaja Sonene (Puno) y las comunidades nativas Shimpenchariato y Gran Shinongari (VRAEM).

Un análisis adicional sobre imágenes de satélite del Informe Anual de Monitoreo de Cultivos de Coca, Perú 2017, ha permitido la detección de pistas clandestinas que se constituyen en parte de la infraestructura utilizada por el Tráfico Ilícito de Drogas. En 2017, 65 pistas han sido detectadas distribuyéndose entre Pichis-Palcazú-Pachitea (57), VRAEM (4), Inambari-Tambopata (2) y Aguaytía (2). Esta información denota que nuevamente el puente aéreo se ha desplazado y concentrado en Pichis-Palcazú-Pachitea en donde el área de coca en producción se ha incrementado en 554 % (UNODC & DEVIDA, 2018).

### 3.2.3.2 Tala de árboles

La extracción de madera representa una actividad importante en la Amazonía, por lo que el estado la fomenta y gestiona través de concesiones. En 2017, las concesiones forestales ocupaban 9.2 millones de ha de la Amazonía peruana, representando el 7% del territorio nacional. Las concesiones forestales se dividían en 6.4 millones de

ha en concesiones maderables y 2.8 millones de ha en concesiones no maderables. Las últimas incluyen la conservación, la obtención de productos forestales diferentes a la madera, el ecoturismo, la forestación y reforestación, y el área de manejo de fauna (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre [SERFOR], 2017). Sin embargo, como se mencionó en el capítulo anterior, la tala de árboles, según el lugar donde se desarrolle, puede fomentar la degradación forestal y abrir áreas de bosque prístino a otras actividades. Así, por ejemplo, en Madre de Dios, el incremento de concesiones forestales maderables, junto con la pavimentación de la Carretera Interoceánica y la afluencia de mineros artesanales de oro, aumentó rápidamente la presión sobre el uso de la tierra a partir de 2006 (Asner et al., 2010).

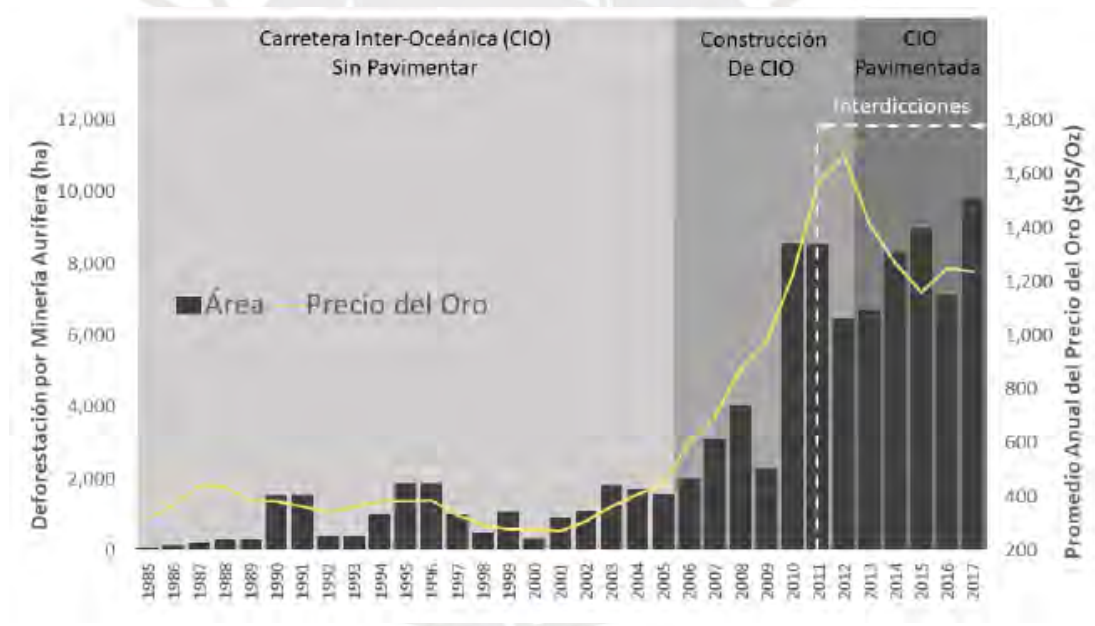
### 3.2.3.3 Minería aurífera aluvial

La minería aurífera en suelos aluviales es una actividad económica que aprovecha el oro detrítico depositado en terrazas, llanuras o cauces de ríos. Debido a que las partículas de oro están depositadas en los suelos, en la Amazonía no es posible extraer el oro aluvial sin destruir el bosque y el suelo.

El proceso de extracción del oro consiste en extraer las arenas y gravas, lavarlas y recuperar las arenas finas con las partículas de oro. La arenilla aurífera, que es un concentrado, se recoge en recipientes y se aplica mercurio para la amalgamación. Se utilizan 2.8 kg de mercurio por un kg de oro obtenido. La amalgama obtenida se somete a calor con un soplete, se volatiliza el mercurio y funde el oro, obteniéndose el oro finalmente. El mercurio vaporizado permanece en estado gaseoso entre un 50% a 60% y se dispersa, y el restante vuelve inmediatamente al estado líquido y cae en las aguas del río (IIAP & MINAM, 2011). La deposición de mercurio en las fuentes de agua genera altos niveles de contaminación en el suelo, el agua y la población, entre una serie de impactos sumamente negativos. La pequeña minería y minería artesanal del oro, la cual utiliza tecnología rudimentaria y mano de obra poco calificada, dominan los cambios de uso de suelo en el sur de la Amazonía peruana, entre Madre de Dios y Cusco. Un nuevo análisis que estudió imágenes satelitales entre 1985 y 2017 determinó que 95,750 ha han sido deforestadas por la minería aurífera en el sureste de la Amazonia peruana. La mayoría de esta deforestación (68%) ocurrió en los últimos 8 años (2009-2017). En 2017, se registró la mayor extensión histórica de pérdida forestal por la minería aurífera, 9,860 ha, área que representó el 38% de la deforestación total para Madre de Dios. En la Figura 3.15 se muestran las tendencias de la deforestación asociada a la minería aurífera aluvial en la región suroriental de la Amazonía peruana. Se observa que, durante el periodo de

la construcción de la Carretera Interoceánica (2006-2011), la tasa de deforestación incrementó 425%; y que, durante el periodo de interdicciones (destrucciones de maquinaria y de insumos químicos en campamentos ilegales a cargo del ejército o la policía) contra la minería ilegal (2009 a 2017), la deforestación total incrementó más de 240% (Caballero-Espejo et al., 2018). Asimismo, un monitoreo del MAAP determinó que, durante 2017 y 2018, la deforestación en la Amazonía sur peruana (Madre de Dios, Cusco y Puno) a causa de la minería aurífera alcanzó un nivel histórico máximo: 18,440 ha en sólo dos años (Finer & Mamani, 2018).

En general, la deforestación ocasionada por la minería aurífera en esta región es ilícita, porque es realizada en ZA de las ANP, como de la Reserva Nacional Tambopata y del Parque Nacional Bahuaja Sonene, donde no se permite la minería bajo el proceso de formalización liderado por el Gobierno (Finer & Novoa, 2015b). Específicamente, son consideradas regiones críticas, La Pampa y Alto Malinowski, en Madre de Dios, y Camanti, en Cusco (Finer & Mamani, 2018, 2019b).

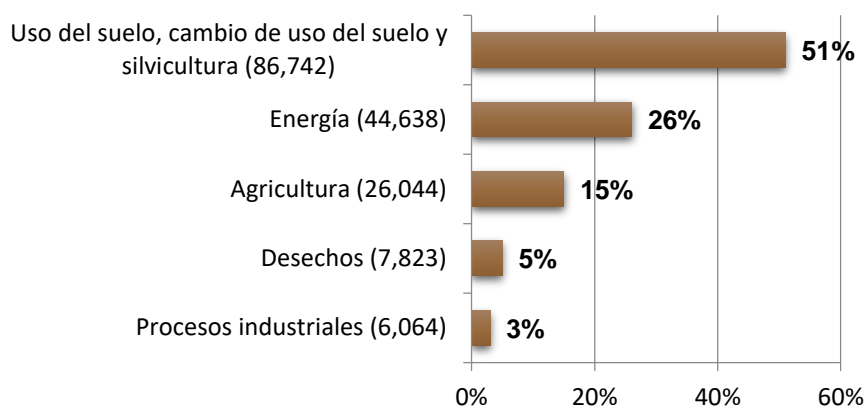


**Figura 3.15. Deforestación por minería aurífera y precio del oro desde 1985 hasta el 2017 en la Amazonía Suroriental Peruana (extraído de Caballero-Espejo et al., 2018)**

### 3.2.4 Efectos de los cambios de uso de suelo en la Amazonía peruana

La deforestación, degradación forestal y los cambios de uso del suelo en la Amazonía peruana tienen múltiples impactos negativos, dos de los más resaltantes son las alteraciones en las reservas y emisiones de carbono a la atmósfera, y los efectos en la salud humana. Según el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI), las emisiones netas (emisiones y remociones) de GEI para el año 2012

fueron de 171,310 Gigagramos de dióxido de carbono equivalente (GgCO<sub>2</sub>eq). La Figura 3.16 muestra la contribución de emisiones de GEI de los diferentes sectores. Se identifica que la categoría Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS, por sus siglas en inglés) representa la mayor contribución, con 51% de las emisiones de GEI en 2012. Dentro de esta categoría, la principal fuente de emisiones (82%) es el cambio de uso del suelo de bosque primario (bosques sin intervención del hombre) a tierras agrícolas. Es importante mencionar que el sector USCUSS es el único que aporta sumideros de carbono, con un total de 15,487 GgCO<sub>2</sub>eq capturados en bosques secundarios, originados debido al abandono de tierras cultivadas, y en plantaciones forestales (MINAM, 2016a).



**Figura 3.16. Emisiones de GEI por sectores (GgCO<sub>2</sub>eq) (adaptado de MINAM, 2016a)**

De igual forma, en Madre de Dios, Asner et al. (2010) analizaron los cambios de uso de suelo y el recrecimiento secundario entre 1999 a 2009, y determinaron las áreas de ocupación y las densidades de carbono para cada uso del suelo, las cuales se muestran en la Tabla 3.15. Las densidades de carbono de las áreas con minería, áreas degradadas y áreas deforestadas son 83%, 63%, y 71%, respectivamente, más bajas que las reservas de carbono promedio para los bosques amazónicos intactos en la región. Se comprobó que la degradación forestal contribuye considerablemente a las emisiones brutas anuales de la región, ya que representó el 47% de las emisiones de la deforestación. Asimismo, se determinó que, en el período analizado, el recrecimiento de bosques secundarios representó una compensación importante del 18% de las emisiones brutas; y que la pavimentación de la Carretera Interoceánica iniciada en 2006, junto con las nuevas concesiones de extracción de madera y la extracción de oro, ocasionó un incremento extraordinario de las emisiones de carbono para ese año.

**Tabla 3.15. Área de nuevo uso de la tierra y recrecimiento forestal integrado de 1999 a 2009 y densidad de carbono media (SD) sobre el suelo, en Mg C ha<sup>-1</sup> (adaptado de Asner et al., 2010)**

Uso de la tierra	Área total (ha)	Proporción de área afectada por el hombre (%)	Densidad de carbono media (SD) (MgC ha <sup>-1</sup> )
Minería aurífera	3,207	4.9	16.7 (18.3)
Degradación forestal*	17,740	27.3	35.6 (15.4)
Deforestación†	43,933	67.7	27.8 (16.9)
Recrecimiento secundario‡	24,823	38.3	32.7 (7.5)

Las densidades medias del carbono sobre el suelo son reportadas para el 2009.

\* La degradación forestal está dominada por tala selectiva en esta región.

† La deforestación está dominada por limpiar el bosque para ganadería y agricultura en esta región

‡ El recrecimiento fue calculado de la deforestación y las perturbaciones mapeadas entre 1999 y 2008.

Por otro lado, se han confirmado los impactos negativos de la deforestación y degradación forestal de la Amazonía peruana en la salud humana. Las tasas de picaduras del mosquito *A. darlingi*, el principal vector de malaria en la región, se incrementan en áreas deforestadas y áreas con mayor desarrollo de carreteras. Sitios deforestados (20% de bosque restante) tienen una tasa de mordeduras de *A. darlingi* más de 278 veces mayor que la tasa determinada para las áreas predominantemente boscosas (70% de bosque restante) (Gilman et al., 2006). De la misma manera, se determinó, mediante un ACV, que la minería aurífera aluvial en Madre de Dios afecta los valores de toxicidad humana (aproximadamente 80%) mediante las emisiones y extracción de mercurio, elemento ubicado naturalmente en el suelo. Además, impulsa la ecotoxicidad del agua dulce debido a la utilización de las máquinas y diésel para la extracción de minerales y las actividades de transporte; y la deforestación asociada contribuye de forma importante en los impactos ambientales relacionados con el cambio climático (emisiones de CO<sub>2</sub>) (alrededor del 40% de los impactos totales de la actividad) (Kahhat et al., 2019).

### **3.2.5 Cambio climático y gobernanza forestal**

Perú se comprometió, mediante el Acuerdo de París en 2016, a reducir en 30% sus emisiones de gases de efecto invernadero proyectadas para el año 2030, y fortalecer sus políticas de adaptación a los impactos del cambio climático. En el marco de este acuerdo se encuentran las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (NDC, por siglas en inglés), compromisos que los países miembros de la Conferencia de las

Partes han aportado voluntariamente. Las NDC del Perú representan las NDC en Adaptación, las cuales se centran en reducir la vulnerabilidad ante los peligros asociados al cambio climático en cinco áreas temáticas priorizadas: Agricultura, Bosques, Pesca y acuicultura, Salud, y Agua; y las NDC en Mitigación, las cuales tienen como objetivo alcanzar la meta de reducción de emisiones de GEI, correspondientes a los sectores: Energía, Energía – Combustión estacionaria y Energía – Combustión móvil; Procesos Industriales y Uso de Productos; Agricultura; USCUS; y Desechos (Disposición de Residuos Sólidos y Tratamiento de Aguas Residuales) (Gobierno del Perú, 2018). Del total de emisiones de GEI, aproximadamente la mitad se originan en el sector USCUS (Figura 3.16), en el cual, la Amazonía cumple un papel fundamental. Por ello, uno de los objetivos intermedios del Estado Peruano es impulsar la gestión integral del territorio con enfoque de paisaje, orientada a aumentar la resiliencia de los bosques frente al Cambio Climático y reducir la vulnerabilidad de las poblaciones locales (República del Perú, 2015). Existen múltiples estrategias para proteger a los bosques y las reservas de carbono, como la creación de áreas protegidas, el establecimiento de bosques de producción permanente, el otorgamiento de títulos de predios y el reconocimiento de territorios indígenas. Con el objetivo de implementar los mecanismos de REDD y REDD+, Perú ya ha logrado avanzar con tres de los elementos de REDD+ establecidos por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Estos elementos son: la Estrategia Nacional sobre Bosques y Cambio Climático (ENBCC), que integra el desempeño de varias instituciones estatales, el nivel de referencia del bioma amazónico, y el módulo de monitoreo de bosques (MINAM, 2019). De igual forma, en abril de 2018, se promulgó la Ley Marco del Cambio Climático, la cual busca coordinar, diseñar, ejecutar, monitorear, evaluar y difundir las políticas públicas para la gestión integral, participativa y transparente de las medidas de adaptación y mitigación al cambio climático, a fin de reducir la vulnerabilidad del país al cambio climático, aprovechar las oportunidades del crecimiento bajo en carbono y cumplir con los compromisos internacionales asumidos por el Estado ante la CMNUCC (Ley N° 30754, 2018).

El éxito de las estrategias mencionadas y las que, en general, aplique el gobierno del Perú dependen en gran medida de un fortalecimiento de la gobernanza forestal. Las principales oportunidades de mejora son la coordinación interinstitucional pública, el otorgamiento de recursos e incremento de capacidades en los Gobiernos Regionales (GORE), quienes asumen la gestión de los recursos forestales en sus jurisdicciones, el aseguramiento de integridad y transparencia en todos los niveles de gobierno con



mayor énfasis en los GORE, y el fortalecimiento del sistema legal y de gestión (Che Piu y Menton, 2013; Lo Lau, 2017). Recientemente, Perú ha tenido importantes avances en esa línea. En diciembre de 2018, la ministra del ambiente, Fabiola Muñoz, en el noveno GORE Ejecutivo (espacio en el cual los ministros dialogan de manera bilateral con los Gobernadores Regionales), presentó los ejes prioritarios del Poder Ejecutivo para combatir la deforestación en el país, que se definieron en conjunto con los ministerios de Ambiente, de Energía y Minas, y Agricultura y Riego. El primer eje es la institucionalidad y gobernanza; el segundo, la gestión integral del territorio peruano; el tercero, la producción y aprovechamiento sostenible de los bosques; y el cuarto, la lucha contra las actividades económicas ilegales. Con estas medidas se busca reducir la tasa de deforestación en 20% en las zonas priorizadas al 2021, y en 30% en la Amazonía al 2030 ("Cuatro ejes prioritarios", 2018).

El fortalecimiento de la gobernanza forestal en el país adquiere mayor importancia en un contexto en el que se planifican múltiples proyectos de infraestructura en la región. La gran demanda energética existente y la alta rentabilidad que ofrece el sector energético (hidrocarburos e hidroeléctricas) ha impulsado un gran desarrollo de este tipo de proyectos en la Amazonía. Actualmente, más del 60% de la producción nacional de petróleo proviene de la Amazonía y casi el 100% de la producción nacional de gas natural se origina en la selva. Asimismo, la infraestructura vial suele acompañar el desarrollo de otras infraestructuras (Barrantes et al., 2014). Así, por ejemplo, en la cartera de proyectos "Amazonía Invierte 2017" se planteó para Loreto el desarrollo de tres importantes proyectos. El primero es la Carretera Nororiental Iquitos – Saramiriza, de 700 km pavimentados, que unirá el departamento con el resto del país vía terrestre y tendrá una inversión estimada de 7 mil millones de soles. El segundo es la Construcción del Puerto Internacional Iquitos – Sinchicuy, en la provincia de Maynas, con una inversión de 320 millones de soles; y el tercero es la Central Hidroeléctrica del Pongo de Manseriche, con una inversión estimada de 52 mil millones de soles, y que represará el río Marañón en la zona del Pongo de Manseriche y tendrá una potencia de 7,500 MW (Agencia de Promoción de la Inversión Privada - Perú [ProInversión], 2017).

### **3.3 DESARROLLO DE CARRETERAS EN LOS BOSQUES TROPICALES**

#### **3.3.1 Descripción general**

Desde hace décadas, se ha tenido un avance sostenido de la infraestructura vial en los ecosistemas tropicales. La longitud de las carreteras oficiales se ha incrementado en 12 millones de km alrededor del mundo desde 2000, con 25 millones de km

adicionales previstos para 2050. Se prevé que los países en desarrollo alberguen alrededor del 90% de todos los nuevos proyectos de infraestructura y que, para 2050, posean niveles de inversión en infraestructura de transporte y gastos de mantenimiento un 20% más altos que en los países desarrollados (Dulac, 2013). Los trópicos, específicamente, representan en eje central en esta expansión vial. Malasia, por ejemplo, cuenta con el 11avo Plan de Malasia (2016-2020) con el que busca incrementar su infraestructura vial, con enfoque en la conectividad rural (Unidad de Planificación Económica de Malasia, 2015). De igual forma, Indonesia ha evidenciado, en los últimos años, un alto desarrollo de infraestructura vial, y plantea continuar con dicho desarrollo. La red vial de Indonesia se ha expandido en un 49% en el período 2000 a 2014 a medida que los gobiernos centrales y provinciales han buscado una mayor integración económica entre sí y con el mundo (Ministerio de Obras Públicas de Indonesia [MoPW], 2017). Indonesia también está llevando a cabo seis corredores principales de desarrollo vial para expandir y consolidar la agricultura de finca (por ejemplo, la palma de aceite), la extracción de madera, la minería y el comercio internacional. Estos corredores son una prioridad para el gobierno central (Sloan et al., 2018). Finalmente, en la Amazonía existen 96,500 km de carreteras, casi dos tercios de las cuales no están pavimentadas. El 71% de las carreteras en los bosques amazónicos están en Brasil, el 6.2% en Perú y el 4.5% en Bolivia. Ecuador, por otro lado, cuenta con la más alta densidad de carreteras, la mayoría de las cuales se utilizan para la exploración de petróleo (RAISG, 2012).

En general, las carreteras se construyen en los bosques tropicales para conectar poblaciones e impulsar el desarrollo económico, al brindar acceso a la extracción y aprovechamiento de recursos ambientales (Mäki et al., 2001). Además, la infraestructura de carreteras, o de transporte en general, permite ejercer soberanía sobre un territorio (Barrantes et al., 2014, Víctor-San Román, 1994) y forman parte de la implementación de otro tipo de proyectos de infraestructura (exploración y extracción de petróleo y gas, centrales hidroeléctricas y proyectos mineros) (RAISG, 2012).

La ubicación de las carreteras en los bosques tropicales se determina tomando en cuenta el potencial uso del suelo, los recursos disponibles, la topografía del terreno y la proximidad a las ciudades (Freitas et al., 2010). Asimismo, muchas veces, la situación del país influye de forma importante en el establecimiento de carreteras en los bosques tropicales. La deforestación en la Amazonia brasileña, por ejemplo, se puede explicar parcialmente en términos de la escasez de oportunidades sociales y económicas en otras regiones, lo que crea una gran cantidad de actores económicos

disponibles para ocupar y explotar las nuevas tierras abiertas a través de las carreteras de la Amazonía (Soares-Filho et al., 2004).

El desarrollo de las carreteras en los bosques tropicales inicia, generalmente, con una iniciativa estatal de carretera oficial, a la cual le sigue el establecimiento de carreteras no oficiales desde la carretera oficial. Las carreteras no oficiales son cruciales para los sustentos y el desarrollo de las comunidades, pero estas carreteras también pueden generar grandes pérdidas ecológicas como problemas sociales en las comunidades fronterizas (Pfaff et al., 2009). La construcción de caminos no oficiales implica un proceso socio-espacial que se explica mediante cuatro factores: los precios de mercado, asociados a la rentabilidad de la explotación de los recursos; la tenencia de tierras, que junto a una débil presencia estatal, fortalece el poder político que otorgan las carreteras no oficiales; la ecología política, que abarca los conflictos políticos y las consecuencias ambientales asociadas; y, el entorno biofísico, donde la topografía y la distribución espacial de los recursos son claves (Perz et al., 2007). En la Tabla 3.16 se muestran las características de las carreteras oficiales y no oficiales establecidas en la Amazonía Brasileña, similares a los bosques tropicales mundiales.

**Tabla 3.16. Características de las carreteras oficiales y no oficiales en la Amazonía brasileña (adaptado de Perz et al., 2007)**

<b>Carreteras oficiales</b>	<b>Carreteras no oficiales</b>
También llamadas carreteras primarias o de desarrollo.	También llamadas carreteras secundarias.
Construidas como iniciativas nacionales.	Construidas por grupos de interés locales (no estatales) atraídos por los recursos (a través de las carreteras oficiales).
Recorren cientos de kilómetros y unen ciudades, regiones e incluso países.	Tienen entre 10 km y 200 km de longitud, y unen sitios a escala local.
Son mayormente lineales.	Cuentan con gran cantidad de curvas e intersecciones.
Se ejecutan en paralelo, a menudo a cientos de kilómetros de distancia.	Se ejecutan a pocos kilómetros de distancia, formando redes mucho más densas.
Presentan consecuencias ambientales moderadas.	Conllevan consecuencias ecológicas más serias.
Su expansión es planificada y evaluada.	Se expanden vertiginosamente.

Los beneficios económicos y sociales de las carreteras se evidencian y pueden potenciarse si son planificadas y construidas adecuadamente. Por ejemplo, pueden dinamizar la agricultura, al aumentar el acceso de los agricultores a los mercados, reducir los desperdicios y mejorar sus ganancias (Laurance & Balmford, 2013). Sin

embargo, muchas de las carreteras construidas, en ampliación o proyectadas, tienen limitaciones en su planificación (Pfaff et al., 2009; Guidi, 2015) y una falta de control y fiscalización de las autoridades (Mäki et al., 2001), lo cual puede intensificar los impactos negativos asociados. La carretera Interoceánica, por ejemplo, se ha relacionado con un fuerte aumento de la explotación forestal y la minería en la región peruana de Madre de Dios. Asimismo, un polémico proyecto vial en Bolivia, que fue cancelado a principios de 2012, pudo haber seccionado en dos, la zona forestal de TIPNIS, un área importante para los grupos indígenas y la conservación (RAISG, 2012).

Por ello, los análisis de costo-beneficio y los EIA (Estudio de Impacto Ambiental), documento de un proyecto que contiene los posibles impactos sobre el ambiente y las comunidades que lo rodean y el plan de manejo y/o mitigación, de las carreteras deben considerar no solo sus beneficios inmediatos, sino también sus riesgos socioeconómicos y ambientales a largo plazo (Alamgir et al., 2017). Más aún, debido a que los efectos secundarios de las infraestructuras pueden ser graves (Laurance et al., 2015). De ese modo, se podría tomar una decisión más informada sobre su implementación. Precisamente, una de las alternativas de enfoque para el control de la expansión vial en los bosques tropicales consiste en desarrollar evaluaciones más detalladas de los proyectos de expansión vial. En la sección 3.5.4 se describe más a detalle esta estrategia.

La ecología vial combina la planificación del transporte y la ingeniería vial con la ecología del paisaje y la hidrología, y estudia los efectos ecológicos acumulativos en un ecosistema terrestre a causa de una red de carreteras (Coffin, 2007). La ecología vial ha presentado estudios sobre los efectos específicos de la distancia a las carreteras en los movimientos de la vida silvestre, la geomorfología y la hidrología en fuentes de agua, entre otros resultados. Sin embargo, el enfoque es reducido en los países tropicales, donde la regulación estatal de la construcción de carreteras es a menudo débil, y los actores no estatales son más activos en la construcción de carreteras (Perz et al., 2007).

En suma, las selvas tropicales son ecosistemas altamente sensibles a los impactos de las carreteras y deforestaciones lineales. En la subsección 3.3.2, se detallarán los principales impactos asociados al establecimiento de carreteras en los bosques tropicales.

### **3.3.2 Impactos asociados al desarrollo de carreteras en los Bosques Tropicales**

Muchos bosques cuentan con una protección pasiva debido a su inaccesibilidad (Sloan et al., 2018), la cual se ve afectada por las carreteras. La construcción de carreteras en los ecosistemas tropicales puede tener efectos directos, como consecuencia inmediata de su construcción, o indirectos, como resultado de actividades humanas que son facilitadas por la apertura de nuevos caminos. Un importante efecto indirecto y, al mismo tiempo, desencadenante de otros efectos, es el cambio indirecto de uso de suelo. En efecto, la naturaleza circular del desarrollo vial muestra que las carreteras afectan y se ven afectadas por el uso y cambio de uso del suelo (Freitas et al., 2010). Las carreteras o caminos en los trópicos, a menudo, facilitan enormemente las invasiones humanas y la explotación masiva de recursos (Alamgir et al., 2018, Alamgir et al., 2017, Gallice et al., 2017, Coffin, 2007, Pfaff et al., 2009), específicamente, intensifican las actividades mencionadas en las secciones 3.1.3 y 3.2.3. Estas actividades causan deforestación e incrementan y causan otros efectos importantes en los bosques tropicales (sección 3.3.2). En realidad, las carreteras representan casi siempre una garantía de deforestación en el futuro (Freitas et al., 2010). Al efecto que tienen las carreteras en los bosques tropicales se le conoce como “Efecto de la caja de Pandora”, debido a que un corte lineal en los bosques tropicales será el desencadenante de una serie de efectos (Laurance et al., 2009).

Los impactos de una nueva carretera en los bosques tropicales dependen de las condiciones bajo las que ésta se constituye. Estas condiciones incluyen el entorno biofísico (pendiente, lluvia y calidad del suelo), factores socioeconómicos determinados externamente (políticas nacionales, inversiones infraestructurales anteriores y tasas de deforestación), y el desarrollo previo (carreteras, deforestaciones pasadas, proximidad a áreas urbanas y actividades económicas existentes). En ese sentido, en regiones con un desarrollo previo considerable, las nuevas carreteras pueden disminuir la pérdida de bosques e incrementar la producción en las áreas existentes. Mientras que, en áreas prístinas, los impactos a largo plazo son exponenciales (Pfaff et al., 2009). Dos alternativas de infraestructura vial en la Selva Maya (México, Guatemala y Belice) evidencian estas características. La primera es la carretera Internacional Chetumal-Guatemala (CGI) que cruza la Reserva de la Biósfera Maya y que se construiría en un área que no se había desarrollado previamente. La segunda opción es utilizar la ruta de Belice, que es un área ya desarrollada. Se estimó que, en una década aproximadamente, 22,964 ha

de bosque se perderían si se desarrolla la carretera CGI. La ruta alternativa a través de Belice promovería la deforestación de sólo 2,419 ha aproximadamente, debido a sus políticas federales y estatales de reducción en la deforestación, a diferencia de México y Guatemala. La ruta alternativa a través de Belice solo sería un 2% más larga que la carretera CGI y representaría costos de construcción más bajos ya que solo consistirá en la mejora de la carretera existente. Sin embargo, la carretera CGI evita el tránsito a través de Belice, permitiendo una conexión directa entre el este de México y Guatemala, países que han firmado un acuerdo de libre comercio con EEUU, el cual Belice no ha firmado (Amor & Christensen, 2015).

Finalmente, la pavimentación de las carreteras incrementa su impacto debido a que las vuelve accesibles durante todo el año, incluso durante la estación húmeda, cuando muchas carreteras no pavimentadas se vuelven intransitables (Laurance & Balmford, 2013).

Los impactos asociados son, principalmente, ambientales, sociales y económicos, y pueden evidenciarse a corto o largo plazo, siendo de mayor importancia la contabilización de los últimos (Pfaff et al., 2009). En las subsecciones siguientes, se detallarán los impactos considerados más importantes que son causados por las carreteras en los bosques tropicales.

#### 3.3.2.1 Impactos ecológicos

Los impactos ecológicos de las carreteras incluyen las afectaciones a la biodiversidad y los elementos abióticos, como el clima y la hidrología. En primer lugar, las carreteras afectan a las poblaciones de animales y plantas al fomentar la pérdida de su hábitat, a través de la transformación de las coberturas terrestres en el área de las carreteras, y el uso y cambio de uso de la tierra inducido por la carretera (Coffin, 2007). De igual forma, las carreteras fomentan la reducción de la calidad del hábitat por la fragmentación y la pérdida de conectividad. Esto surge debido a los efectos de borde, los efectos de barrera y el efecto *roadkill*. Los efectos de borde suceden entre los claros lineales y la selva tropical, y son especialmente dañinos al ecosistema debido a los fuertes gradientes físicos existentes (Laurance et al., 2009). Los efectos de barrera suceden cuando las carreteras interfieren en los movimientos de la fauna. Incluso claros estrechos, de 20 o 30 m, en grandes extensiones forestales impactan de forma importante en las especies de los bosques tropicales, las cuales tienen hábitats altamente específicos (Laurance et al., 2009; Laurance et al., 2011). El efecto denominado *roadkill* refiere a la mortalidad de las especies relacionada a la carretera, sucede a diferentes escalas espaciales, desde la superficie de la carretera, cuando

las especies se cruzan en el camino y colisionan con los vehículos, y en los bordes de las carreteras adyacentes, con la generación de otras actividades de mayor impacto como la caza (Laurance et al., 2009).

En segundo lugar, la existencia de carreteras puede alterar la hidrología del ecosistema, la mecánica del transporte de sedimentos e impactar directamente en los ecosistemas acuáticos. Este efecto surge debido a que se alteran las características topográficas naturales del ecosistema, las cuales controlan la velocidad, la duración y la dirección de los patrones de inundación en las llanuras aluviales durante los períodos de altos flujos. De ese modo, la infraestructura vial impide el drenaje, y causa inundaciones aguas arriba y desecaciones aguas abajo, erosionando el suelo y creando cursos de agua donde antes no había (Coffin, 2007, Beevers et al., 2011), y puede modificar la concentración de contaminantes en los ríos (Laurance et al., 2009).

En tercer lugar, la deforestación directa e indirecta asociada al establecimiento de carreteras afecta las reservas de carbono globales. Por ejemplo, en las regiones peruanas de selva baja, como Loreto, Ucayali y Madre de Dios, las incisiones topográficas asociadas con la actividad de pequeños ríos y de arroyos, albergan stocks de carbono 30-50 % menores que sus contrapartes ribereñas o sin incisiones. Asimismo, las grandes planicies de inundación activas asociadas con los ríos Amazonas, Ucayali y Madre de Dios y Las Piedras contienen stocks de carbono 50-80% menores que los bosques vecinos (Asner et al., 2014).

En cuarto lugar, el desarrollo de infraestructura vial promueve la invasión y facilita la propagación de especies exóticas (plantas ajenas, se altera la cadena trófica con animales depredadores, insectos y enfermedades) (Coffin, 2007; Laurance et al., 2009).

Por último, las carreteras alteran los niveles de ruido, viento y luz adyacentes a los claros lineales. Las especies que se verían más afectadas por el ruido de la carretera son aquellas especies que incorporan el sonido en su comportamiento básico, como las aves. La calidad del aire, por otro lado, se ve alterada por las emisiones de polvo, especialmente cuando las carreteras no se encuentran pavimentadas (Coffin, 2007, Larrea-Gallegos et al., 2017).

### 3.3.2.2 Impactos sociopolíticos

Los impactos sociopolíticos de las carreteras en los bosques tropicales se explican por el proceso particular en que éstas últimas se desarrollan, proceso considerado

por la ecología política, que incluye todos los acuerdos y gestiones realizadas por los agentes de cambios en los bosques tropicales. Los primeros pobladores que llegan a los bosques tienen pocos recursos y pocas oportunidades de lograr un mejor nivel de vida, ya que el suelo es pobre y no tienen acceso a fertilizantes caros o técnicas agrícolas eficientes. Así, desarrollan actividades con altas tasas de rotación y terminan abandonando las tierras. Cuando la frontera se establece mejor y los siguientes colonos, al tener mejor acceso a los servicios gubernamentales, compran la tierra a los pioneros. Los precios bajos y el fácil acceso a la tierra, junto con los incentivos gubernamentales mal dirigidos que apoyan los usos insostenibles, pueden llevar a altas tasas de deforestación y extracción de recursos naturales (Mäki et al., 2001). Particularmente, la infraestructura vial se desarrolla bajo una conjugación entre el gobierno central, los colonos, los madereros y los GORE. En primer lugar, el gobierno central construye vías principales que unen lugares apartados por cientos de kilómetros y que forman parte de la red nacional vial y de políticas estatales. A continuación, transversalmente a la vía principal, se desarrollan vías secundarias, oficiales, no oficiales y/o ilegales, que se expanden raudamente a escalas locales y regionales (Pfaff et al., 2009). Estas vías secundarias surgen de acuerdos entre los colonos, quienes proveen la mano de obra y pagan parte del combustible y petróleo, y los madereros, quienes proveen la maquinaria. La ubicación se selecciona según el acuerdo y beneficio de ambos. Las tierras ocupadas por los colonos son reconocidas luego mediante títulos de propiedad. Los GORE y municipalidades se encargan después del mantenimiento de las carreteras, obteniendo un mayor poder político en la región (Perz et al., 2007, Pfaff et al., 2009).

De ese modo, el desarrollo particular de las carreteras en los bosques tropicales genera una serie de efectos socio-políticos que incluyen, principalmente, la disparidad social en los beneficios obtenidos, inestabilidad social, debilitamiento de la gobernanza e incremento de las amenazas a las comunidades indígenas (Alamgir et al., 2018). En primer lugar, la deforestación y degradación forestal asociadas a la infraestructura vial pueden afectar negativamente los medios de vida y las tradiciones culturales de los pueblos indígenas (Clements et al., 2018), atentando contra sus derechos. En segundo lugar, la tenencia de la tierra y de los recursos naturales genera conflictos entre las comunidades indígenas, los inmigrantes y entre ellos mismos. Tercero, la frágil presencia estatal en los bosques tropicales se ve debilitada aún más por las dinámicas que suceden luego del establecimiento de un proyecto vial (Alamgir et al., 2017). Finalmente, la afluencia de una migración no planificada puede incrementar el desarrollo de actividades ilícitas que terminan afectando a los



GORE y sus poblaciones, generando problemas sociales como el incremento de actividades inmorales como la prostitución y el contrabando, o la propagación de enfermedades contagiosas (Alamgir et al., 2018).

El apoyo y/o afectación de los pueblos indígenas hacia o por las carreteras, sin embargo, es variada. Orang Asli, población indígena de Malasia peninsular, por ejemplo, presenta niveles de apoyo más altos entre aquellos que tienen acceso a una carretera existente de la cual obtienen beneficios socioeconómicos. Clements et al. (2018) determinó que el 84% de los Orang Asli apoyaba la presencia de la carretera existente, mientras que el 65% apoyó la idea de construir carreteras adicionales para su aldea. La carretera existente fue percibida por el 47% de los encuestados como causante de contaminación, el 49% como causante de la introducción y propagación de enfermedades, y el 49% como causante de los cazadores furtivos. El apoyo se debía a la facilidad para viajar, el acceso a los mercados en las ciudades, a la asistencia sanitaria, y a mayores oportunidades de empleo. Las actitudes son similares entre los grupos indígenas que viven en la Amazonia brasileña, donde las comunidades aisladas tienen más probabilidades de retener los valores tradicionales y los sistemas de creencias que los que están más cerca de las carreteras, a quienes pueden influir las ofertas socioeconómicas de las nuevas actividades que se generen.

Por otro lado, la situación sociopolítica de un país puede incrementar los impactos de las carreteras. En Indonesia, por ejemplo, existe una discordancia entre los planes nacionales de conservación y los planes regionales de desarrollo que está impactando altamente sus ecosistemas. El ecosistema de Leuser (Indonesia) alberga la gran mayoría (80%) de los altos valores ambientales en el norte de Sumatra pero también representa una de las áreas de mayor conflicto entre el valor ambiental y el potencial beneficio agrícola alto. Las carreteras no oficiales, no observadas en los mapas del gobierno, tienen casi el doble de la longitud de las carreteras oficiales (6,818 km frente a 3,597 km). Prácticamente todos los bosques de producción de Leuser ya están extensamente transitados, incluso se han extendido al Patrimonio de la Humanidad (WHS) de Leuser. Los fragmentos de bosques pequeños y los corredores forestales estrechos comprenden el 27% del ecosistema de Leuser, y la mayoría de ellos están sujetos a una degradación y conversión en curso. Esta situación se explica principalmente por una descentralización de los GORE, los cuales dominan las carreteras locales y los ingresos asociados a las actividades económicas, la cual contradice las directivas nacionales de planificación de la conservación pero, debido a la descentralización, el gobierno central no puede "verificar" los planes de desarrollo regional. A largo plazo se estima una secuencia

de ocupación, degradación, conversión y, finalmente, la consolidación del desarrollo en torno a la infraestructura vial a expensas de la integridad forestal regional (Sloan et al., 2018).

### 3.3.2.3 Impactos económicos

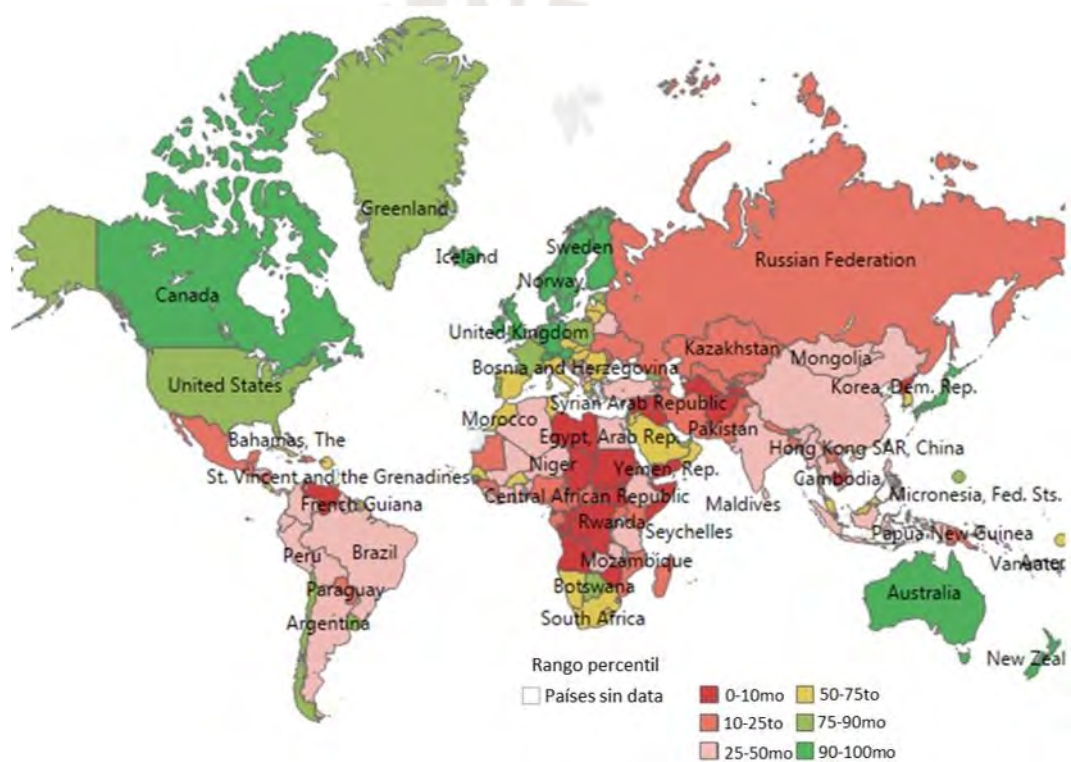
Los impactos económicos de las carreteras en los bosques tropicales están asociados al alto presupuesto de su implementación. Este presupuesto incluye el costo de construcción, el costo de mantenimiento y costos adicionales que surgen en el contexto del bosque tropical. Los ecosistemas tropicales tienen una topografía desafiante, por lo que se requiere un diseño más detallado, con mayor cantidad de estructuras hidráulicas, mayores cantidades de corte y relleno, medidas de mitigación a los deslizamientos de tierra, construcción de túneles (Alamgir et al., 2018), entre otros. El costo asociado a dichas actividades es el “costo de construcción”. Asimismo, la carretera también está sometida a eventos climáticos de alta intensidad que pueden dañarla de forma importante, por lo que se requiere un presupuesto para su continua evaluación y subsanación de deterioros. Este costo asociado se denomina “costo de mantenimiento” y puede ser incluso más alto que el costo de construcción (Larrea-Gallegos et al., 2017).

En la actualidad, sin embargo, pocas carreteras en los trópicos están planificadas y construidas adecuadamente, y cuentan con medidas de mitigación para soportar los efectos de los eventos climáticos extremos (Alamgir et al., 2017). De ese modo, se infravalora el presupuesto de aprobación de las carreteras, los cuales son en realidad muy altos en ambientes tropicales húmedos (Collier et al., 2015) y se presentan presupuestos y diseños incompletos. Más aún, al no implementarse las medidas de mitigación adecuadas, los eventos climáticos extremos pueden afectar de forma importante a la carretera, que corre el riesgo de ser inutilizable y representar un gasto vacío (Alamgir et al., 2018).

Finalmente, el gasto real en construcción de carreteras a menudo es mucho menor que el presupuesto original debido a la corrupción y conflictos específicos. El Banco Mundial, en un estudio de 500 proyectos viales financiados entre 2000 y 2010, concluyó que una cuarta parte de todos los proyectos en países de ingresos bajos a medios tenían serias acusaciones de fraude, corrupción y colusión, que en conjunto sumaban \$14 mil millones en inversiones (Banco Mundial, 2011). Asimismo, se ha comprobado que los costos de desarrollo de carreteras fueron 30% más altos en países con conflictos políticos que en aquellos sin conflictos. La corrupción genera ineficiencias que se multiplican, cada aumento del 1% en la corrupción (como

proporción del presupuesto del proyecto) resulta en un aumento de hasta el 7% en los costos totales del proyecto. Así, para un país africano en conflicto, con niveles de corrupción altos y un entorno empresarial débil, el costo de infraestructura vial es aproximadamente el doble del normal (Collier et al., 2015).

En la Figura 3.17 se observa un mapa con los valores de Control de Corrupción en el mundo en 2017, obtenido de la base de datos de Indicadores de Gobernanza Mundial del Banco Mundial. Los valores se expresan en rangos percentiles, un valor más bajo (color rojo oscuro) indica una mayor corrupción. Se observa que los países tropicales tienen valores de Control de Corrupción bajos y muy bajos, lo cual intensifica su frágil gobernanza.



**Figura 3.17. Valores de Control de Corrupción en el mundo en 2017 (extraído de Banco Mundial, 2017)**

Una carretera, sin embargo, puede presentar o tener el potencial de presentar los tres tipos de impactos asociados. La Carretera Pan Borneo, por ejemplo, presenta riesgos ambientales significativos, ya que diseccionará uno de los dos últimos hábitats restantes donde habitan en conjunto el rinoceronte, elefante y orangután. Además, representa riesgos sociales evidentes en las críticas formuladas por muchos grupos de la sociedad civil y de la comunidad tanto en Borneo como en la Malasia peninsular. Adicionalmente, debido a la incertidumbre sobre los altos niveles de inversión continua requeridos para el futuro mantenimiento de la carretera, es posible que no cumpla con las expectativas económicas y sociales, considerando el

difícil terreno que tendrá que atravesar tanto en Sabah como en Sarawak, y la intensa lluvia tropical estacional (Alamgir et al., 2018).

### 3.4 DESARROLLO DE CARRETERAS EN LA AMAZONÍA PERUANA

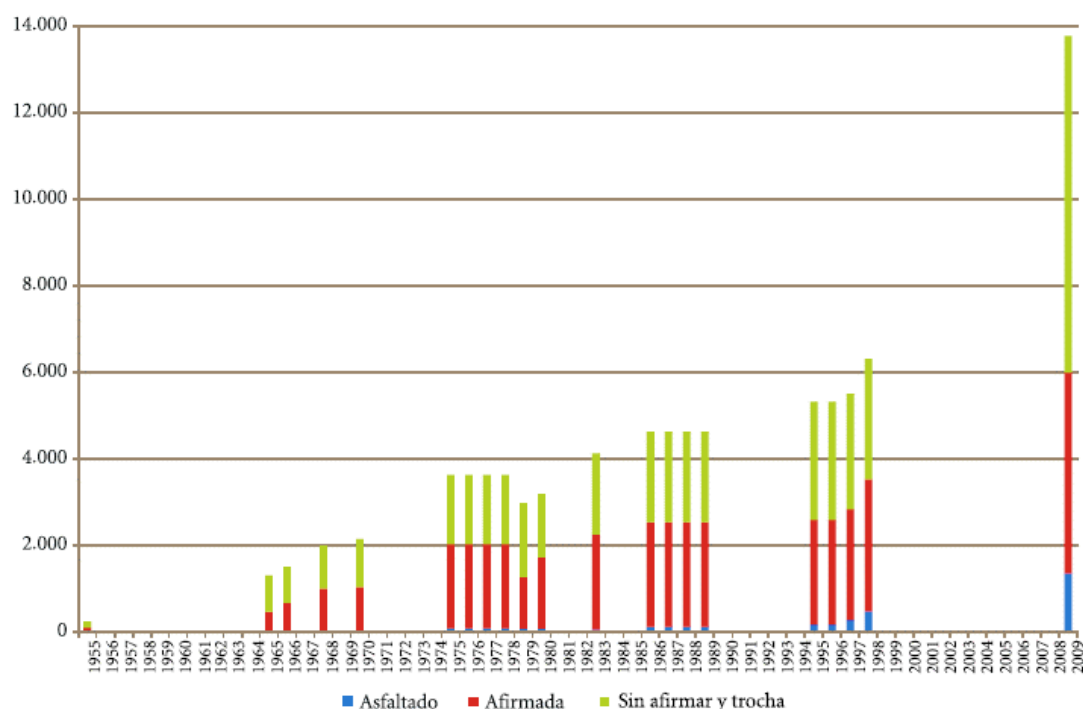
#### 3.4.1 Descripción general, y características

La Amazonía peruana ha sido considerada como un territorio que suministra recursos naturales, por lo que la inversión en transporte ha permitido aumentar las actividades económicas. La apertura de caminos en los bosques húmedos amazónicos peruanos, conocidos como trochas, permite la extracción de algún recurso natural al facilitar el desplazamiento de personas, vehículos y/o maquinarias (Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del cambio climático del Ministerio del Ambiente [PNCBMCC], 2018). Históricamente, en la selva peruana, ha existido una menor cantidad de carreteras en comparación a otras regiones del país: alrededor de solo el 20% del total de rutas registradas en la red vial departamental y de la red vial vecinal se ubican en departamentos de la Amazonía (Dirección General de Caminos y Ferrocarriles, 2015, Dirección General de Caminos y Ferrocarriles, 2013). Sin embargo, desde hace varias décadas, ha surgido una gran expansión de la red vial de la Amazonía, la cual ha sido siempre a una tasa mayor o igual al promedio del resto del país. En la Tabla 3.17 se muestra la tasa de crecimiento anual promedio de la red vial de la Amazonía y el resto del país entre 1955 y 2011. Se puede observar que las mayores expansiones se dieron en las décadas de los 60, debido a la alta inversión de los gobiernos militares, y los 90, con un incremento en el gasto público para la construcción de carreteras a partir de 2006. Dicha inversión provocó que se duplique el stock de caminos en la selva: de 6,310 km en 1998 a 12,353 km en 2011 (Barrantes et al., 2014).

**Tabla 3.17. Tasa de crecimiento anual promedio de la red vial por subperíodos de la Amazonía, el resto del país y de los departamentos amazónicos (en porcentaje), de 1955 a 2011 (Barrantes et al., 2014)**

	1955-1965	1965-1975	1975-1986	1986-1996	1998-2011
Amazonía	18.4	10.8	2.2	1.4	5.3
Resto del país	5.6	2.2	2.2	0.5	3.8
Amazonas	41.7	7.3	2.0	0.7	4.2
Loreto y Ucayali	-6.7	31.6	-1.2	2.4	4.7
Madre de Dios	10.8	7.5	3.3	0.5	4.9
San Martín	37.2	8.8	4.7	1.9	6.7

Con respecto a la calidad del incremento de caminos en la Amazonía, la mayoría de nuevos caminos son vías afirmadas, sin afirmar y trochas, como se muestra en la Figura 3.18.

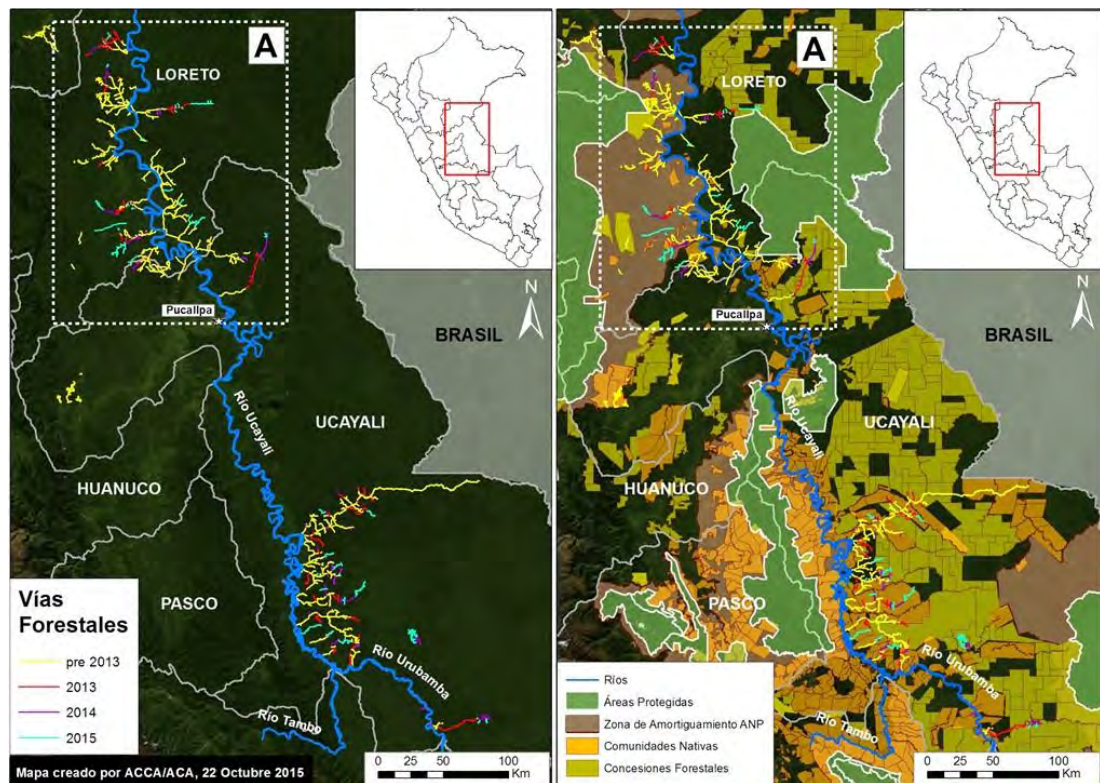


**Figura 3.18. Longitud de la red vial de la Amazonía por tipo de rodadura (en kilómetros) entre 1955 a 1998 (Barrantes et al., 2014)**

La plataforma Geobosques, desarrollada por el Programa Bosques del MINAM, es una herramienta importante para la identificación de alertas tempranas de deforestación y/o degradación forestal. De acuerdo a dicha plataforma, en 2017, un total de 1,416 kilómetros de nuevos caminos se abrieron en los bosques húmedos amazónicos del país. El 90% de estos caminos fueron abiertos en tres departamentos: el 41% (591.3 Km) en Madre de Dios, el 36.8% (521 Km) en Ucayali y el 11.9% (167.9 Km) en Loreto. De igual forma, el 51% de los nuevos caminos se ubican en áreas de concesiones maderables, el 23% en comunidades nativas, el 9.7% en concesiones para castaña y siringa, el 7.8% en áreas del bosque sin categorización, el 5.6% en bosques de producción permanente y el 2% en predios. Se desconoce la legalidad o ilegalidad de estos caminos (PNCBMCC, 2018).

De igual forma, en 2015, el MAAP (Novoa et al., 2015) estimó que se construyeron 1,134 km de carreteras forestales entre 2013 y 2015 en la Amazonía peruana central (Loreto sur y Ucayali norte). En la Figura 3.19, se muestra dicha expansión de las vías forestales y su extensión sobre ANP, ZA, comunidades nativas y concesiones forestales. Se identificó que, del total, 538.2 km se ubican en concesiones forestales

y comunidades nativas en el sur de Ucayali, 226.1 km en áreas de libre disponibilidad en el sur de Loreto, 210.3 km en la ZA del Parque Nacional Cordillera Azul, y 159.4 km en los alrededores del nuevo Parque Nacional Sierra del Divisor.

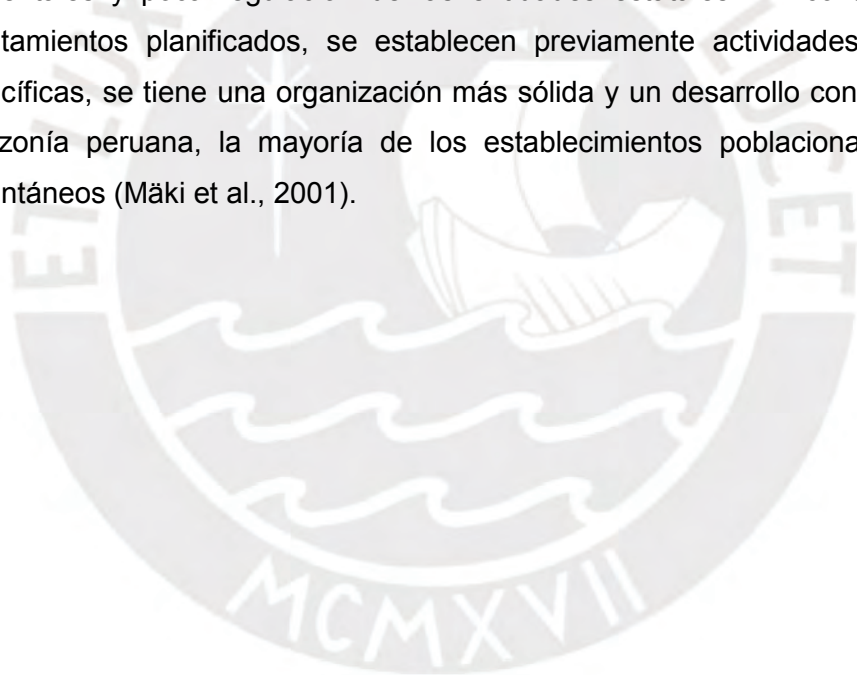


**Figura 3.19. Ubicación de todas las carreteras forestales identificadas en la Amazonía peruana central (Loreto sur y Ucayali norte) (extraído de Novoa et al., 2015)**

El proceso bajo el cual se desarrollan las carreteras en la Amazonía peruana depende de varios factores, similares a los que afectan los procesos en los bosques tropicales mundiales. En primer lugar, la gran disponibilidad de tierras, las cuales, a pesar de no ser fértiles, permiten el surgimiento de una agricultura extensiva, de cultivos cíclicos y de pastos extensos de baja productividad (Mäki et al., 2001). En segundo lugar, la presencia de carreteras previas y ciudades o centros poblados aledaños. Y, en tercer lugar, la existencia de incentivos brindados por el gobierno o presiones socio políticas (Lucich et al., 2015). Generalmente, luego de la construcción de una carretera, suceden diversos tipos de cambios de uso de suelo casi simultáneamente y en diversos tramos de la carretera. Las actividades agroindustriales a gran escala son reconocibles por sus dimensiones y el patrón de su expansión, ya que se desarrollan organizadamente luego de la apertura de un camino forestal (Finer & Villa, 2018; Finer & Mamani, 2019a). Asimismo, casi siempre, la identificación de caminos indica que se está realizando la tala selectiva, hallazgo importante dada la dificultad de detectar la tala selectiva a través del uso de imágenes

satelitales (Finer & Novoa, 2015a). Se ha evidenciado diferentes cambios de uso de suelo causados por la construcción de carreteras en varias regiones del país. En la carretera Iquitos-Nauta de 100 km, en Loreto, por ejemplo, se identificaron distintos tipos de cambios de uso de suelo a finales de su construcción en 1999, los cuales se muestran en la Figura 3.20. En esta figura se observan los siguientes tipos de uso de suelo: (a) ciudad de Iquitos, (b) pueblo de Varillal, (c) grandes ranchos en suelos pobres cerca de Iquitos, (d) agricultura de tala y quema, (e) zona de construcción de carreteras extracción, (f) extracción de madera, (g) paisaje disecado deforestado en suelos pobres cerca de Nauta, y (h) franja urbana de la ciudad de Nauta.

La migración y asentamientos humanos asociados al establecimiento de carreteras, por otro lado, pueden ser espontáneos o planificados, condición que depende en gran parte de la legalidad o ilegalidad de las vías. En el primer caso, surge una deforestación especulativa y actividades económicas extractivas, con altos impactos ambientales y poca regulación de las entidades estatales. En contraste, en los asentamientos planificados, se establecen previamente actividades económicas específicas, se tiene una organización más sólida y un desarrollo controlado. En la Amazonía peruana, la mayoría de los establecimientos poblacionales han sido espontáneos (Mäki et al., 2001).



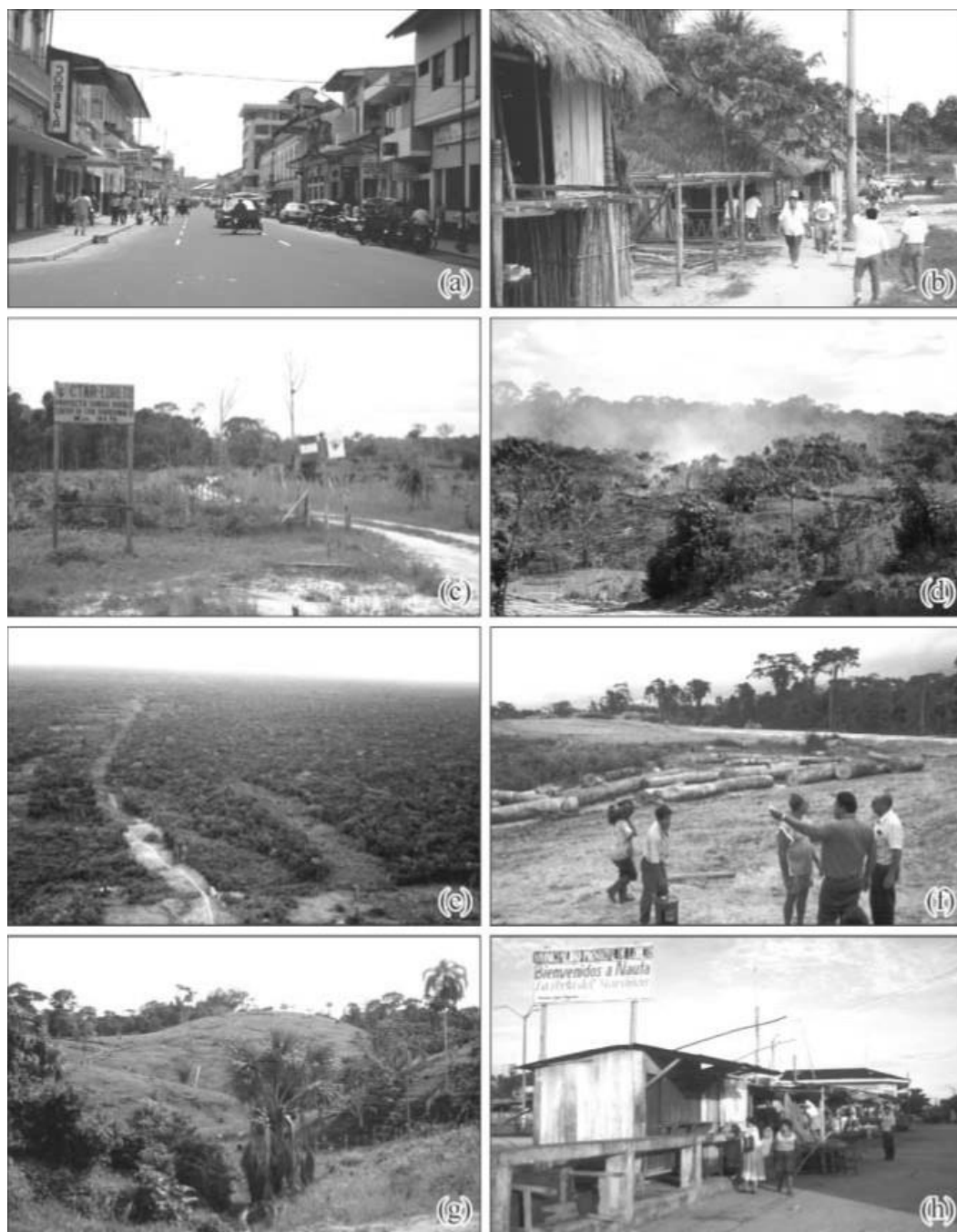


Figura 3.20. Diferentes zonas de uso de la tierra a lo largo de la carretera a fines de la década de 1990 (extraído de Mäki et al., 2001)

### 3.4.2 Gobernanza y legislación asociadas a la construcción de carreteras en la Amazonía peruana

Los cambios en el crecimiento de la red vial del Perú y de la Amazonía están estrechamente vinculados a la coyuntura política y económica de cada régimen de gobierno, así como a la legislación existente. La serie de crisis económicas y sociales entre fines de la década de 1970 y mediados de 1990, por ejemplo, se relaciona con los periodos de estancamiento de la construcción de carreteras (Barrantes et al.,



2014). Por otro lado, Perú es un país que se caracteriza por ejercer políticas de desarrollo basadas en el incremento de las inversiones públicas y privadas en infraestructura de transporte y por carecer de políticas efectivas de prevención y mitigación de impactos ambientales sobre el bosque, especialmente por actividades agropecuarias, lo que lo hace sumamente vulnerable a la deforestación (Che Piu y Menton, 2013).

Existen diversas entidades estatales que tienen competencia en el entorno ambiental como el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR), el Organismo de Supervisión de los Recursos Forestales (OSINFOR), la Procuraduría Pública Especializada en Delitos Ambientales, el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), el MINAM, los GORE, entre otros. La administración y regulación de actividades económicas y establecimiento de carreteras en la selva, por lo tanto, pueden depender de múltiples entidades. Según la Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental y su Reglamento (SEIA) (MINAM, 2011), el Ministerio de Transportes y Comunicaciones (MTC) es la entidad responsable de los proyectos de infraestructura vial en general. Sin embargo, si se construye una carretera como parte de un proyecto de mayores dimensiones, la empresa responsable de la actividad principal debería considerar el componente de la carretera en la evaluación del impacto ambiental, la planificación y otros procesos específicos, como planes de mitigación. En ese caso, el ministerio responsable de la actividad económica principal que desarrollará la empresa debería revisar y regular también el establecimiento de la carretera. Asimismo, si la carretera proyectada atravesara áreas protegidas, el MINAM, el SERFOR y el SERNANP probablemente también deberían formar tener un alcance en la evaluación de la carretera. En caso de que la carretera atravesara una ZA de una zona reservada, o concesiones forestales y comunidades nativas, el GORE sería la autoridad forestal responsable.

Entre las normas legales que han favorecido el desarrollo vial en la Amazonía peruana se incluyen la Ley 30723, que declara de prioridad e interés nacional la construcción de carreteras en zonas de frontera y el mantenimiento de trochas carrozables en el departamento de Ucayali; la Ley 27307, de Promoción de la inversión en la Amazonía, restituida por la Ley N° 29742; la Ley N° 28575, de inversión y desarrollo de la región San Martín, y eliminación de exoneraciones e incentivos tributarios; la Ley N° 29647, que prorroga el plazo legal y restituye los beneficios tributarios en el departamento de Loreto; y la Ley 30670, que declara de necesidad pública e interés nacional la construcción de la carretera Iquitos-Sarimiza

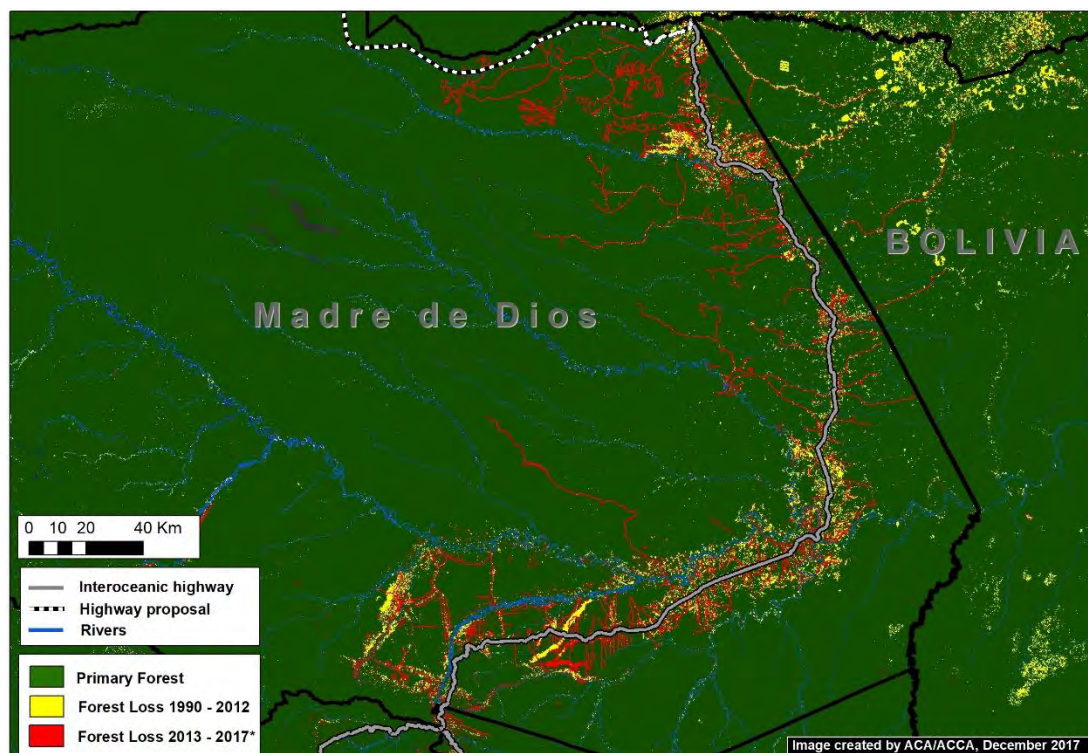
para su interconexión con la costa norte. De igual manera, existen proyectos de ley que buscan promover la construcción de determinadas carreteras en la Amazonía peruana, como el Proyecto de Ley 01893/2017-PR, que promueve la carretera de integración regional Puerto Maldonado–Mazuco–Limonchayoc–Gamitana–Salvación, en Madre de Dios. Por otro lado, también existen documentos promulgados recientemente que buscan controlar el avance vial, como el Decreto Supremo del 2 de marzo de 2018, en el cual el MTC prohíbe la construcción de carreteras en parques nacionales y reservas indígenas.

### **3.4.3 Impactos en la Amazonía Peruana debido al desarrollo de carreteras**

Los impactos asociados a la construcción de carreteras en los bosques tropicales peruanos se encuentran entre los mencionados en la sección 3.3.2, pero incluyen particularidades según la región en la cual suceden.

#### **3.4.3.1 Impactos ecológicos**

Entre los principales impactos ecológicos que se han identificado en la Amazonía peruana se incluyen, en primer lugar, la deforestación directa e indirecta, y la degradación del bosque: se ha observado que cada vez que la construcción de carreteras ha avanzado, las zonas de extracción, deforestación, producción agrícola y abandono de tierras también se han movido (Mäki et al., 2001). El 83% de la deforestación en la región amazónica del Perú, entre 1999 a 2005, ocurrió dentro de los 20 km de una carretera (Oliveira et al., 2007). En el Valle del río Apurímac y Ene (VRAE), se ha observado que el incremento de infraestructura vial ha permitido la expansión de la frontera agrícola basada en cultivos permanentes, la cual conduciría a una pérdida acumulada de cobertura arbórea del 40% al 65% del área total durante 100 años, a partir de 1995, con el 80% de esta intervención ocurriendo en los primeros 35 años (Lucich et al., 2015). En Nieva, Amazonas, se estimó la deforestación de 1,135 ha durante 2017, alrededor de la carretera que conecta los pueblos de Bagua y Saramiza, principalmente debido a la agricultura de pequeña escala y la ganadería (Finer et al., 2018). De igual forma, la construcción de la carretera interoceánica incrementó la deforestación en la periferia de la carretera en Madre de Dios (Finer et al., 2018): el 80% de la pérdida forestal generada ha ocurrido dentro de los 5 km a lo largo de la ruta (5 km de radio a ambos lados de la carretera) (Finer & Novoa, 2018). Asimismo, su pavimentación en 2006 ha catalizado la construcción de carreteras no oficiales y la fragmentación de los bosques, como se muestra en la Figura 3.21.



**Figura 3.21. Carretera interoceánica, bosques y deforestación en la frontera de Perú y Bolivia (Finer & Novoa, 2018)**

En segundo lugar, las carreteras afectan a la flora y fauna al atravesar sus hábitats, específicamente cuando se trata de áreas naturales protegidas. La construcción de carreteras en Ucayali, por ejemplo, representa un alto riesgo potencial para seis áreas naturales protegidas: los Parques Nacionales Alto Purús, Cordillera Azul, Sierra del Divisor; las Reservas Comunes Purús y El Sira; y el Área de Conservación Regional Imiria (Finer & Novoa, 2018). En tercer lugar, el aporte a las emisiones totales de GEI de la carretera. Un ACV de una carretera sin pavimentar en un área cerca del Parque Nacional del Manu y la Reserva Comunal Amarakaeri, en Madre de Dios, determinó que la construcción y el mantenimiento de esta carretera representan casi el 90% de las emisiones netas de GEI, a diferencia de carreteras en entornos urbanos donde el tráfico es el mayor aportante. Este valor evidencia la influencia de las condiciones locales de la carretera: sin pavimentar y construida a través de un bosque tropical rico en carbono y escasamente poblado (Larrea-Gallegos et al., 2017). Finalmente, existen también impactos ecológicos adicionales, como los identificados por Dourojeanni (2006) luego de la construcción de la carretera interoceánica. Estos impactos incluyen el cambio moderado en el paisaje, la interrupción de migraciones y movimientos de la fauna, la formación de pozas para represamiento fomentando la proliferación de mosquitos y diseminación de enfermedades, la alteración de los flujos hidrológicos y la biótica acuática, el incremento de la caza y la pesca indiscriminada, la generación de polvo y ruido

mediante el corte de taludes y usos de explosivos, lo que afecta a la fauna, y la contaminación de suelo, agua y aire por residuos sólidos, líquidos y gaseosos.

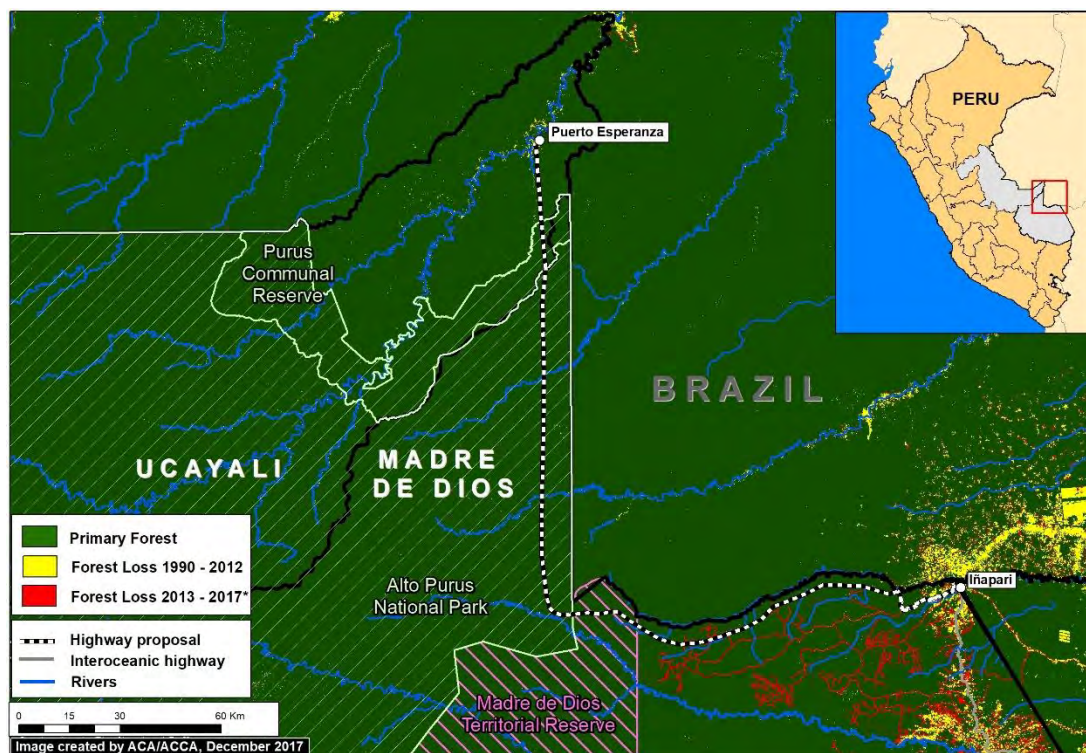
#### 3.4.3.2 Impactos socioculturales

En la actualidad, en la Amazonía peruana existe una superposición en la expansión de carreteras y otros caminos en Reservas Indígenas y/o Territoriales, los cuales no necesariamente responden a la demanda y necesidades de los pueblos indígenas, ya que facilitan el acceso a terceros. En Pucallpa, la red de carreteras en expansión ha traído migrantes principalmente de los Andes peruanos, junto con impactos indocumentados en la cubierta y estructura forestal (Oliveira et al., 2007). Este incremento de accesibilidad se asocia al desarrollo de actividades económicas informales o ilegales como invasiones, narcotráfico, tala ilegal, minería ilegal que atentan contra la vida y los derechos fundamentales y colectivos de los Pueblos Indígenas en Aislamiento y Contacto Inicial (PIACI) (Arriola & Serrato, 2018). A pesar de la gravedad de los potenciales impactos, el Estado Peruano promueve la creación de estos proyectos y declara la prioridad de su ejecución, muchas veces sin una consideración detallada de los derechos reconocidos de los PIACI, por ejemplo, la Ley 30723, que declara de prioridad e interés nacional la construcción de carreteras en zonas de frontera en Ucayali. El Proyecto de Ley asociado ha sido declarado no viable por el Ministerio de Cultura mediante el Oficio N° 662-2017-DM/MC (2017), debido a los riesgos que representan las carreteras y trochas para los pueblos que habitan en la Amazonía, intensificados por su situación de alta vulnerabilidad. Entre los riesgos asociados que se consideran en el informe se mencionan riesgos inmunológicos (contagio de enfermedades debido al contacto forzado), socioculturales (interrupción de prácticas de subsistencia y afectación a sus modos de vida) y territoriales (procesos de migración masiva y llegada de foráneos, y desposesión de tierras). Sin embargo, también existen planteamientos alternativos por parte del gobierno que buscan reducir estos impactos socioculturales. Por ejemplo, el nuevo registro del Clasificador de Rutas desarrollado por el MTC plantea excluir los tramos viales proyectados que se superpongan con Reservas Territoriales o Indígenas, ANP de uso indirecto o directo y ZA que no cuenten con la emisión de compatibilidad por parte del SERNANP (Arriola & Serrato, 2018).

Entre los proyectos viales en los que se han identificado actuales o potenciales impactos socioculturales específicos se encuentran la carretera proyectada Pucallpa (Perú)-Cruzeiro do Sul (Brasil), la cual afecta a la población periférica de casi 250,000 personas distribuidas en 107 centros poblados. Su impacto más importante, sin

embargo, es la generación de desigualdad en la distribución y/o aprovechamiento de los servicios ecosistémicos aprovechados por los más de 15,000 miembros de comunidades indígenas amazónicas aledañas (Mandle et al., 2015). Asimismo, el Proyecto de carretera Jenaro Herrera–Angamos afectaría las propuestas de Reserva Indígena Yavarí–Tapiche y Yavarí–Mirím en Loreto. En general, la construcción de carreteras en Ucayali pondría en riesgo territorios de los pueblos en aislamiento Isconahua, Mashco Piro, Machiguenga (nanti), Mastanahua, Murunahua, Chitonahua y Kakataibo, y a los pueblos en contacto inicial Yora, Machiguenga (Nanti y Kirineri) y Amahuaca, los cuales viven en tres reservas indígenas y una reserva territorial localizadas en la región Ucayali, pero también se movilizan a reservas de regiones adyacentes (Arriola & Serrato, 2018). Finalmente, la Carretera Nuevo Edén-Boca Manu-Boca Colorado en Madre de Dios afectaría la Reserva Territorial Madre de Dios, al permitir un mayor acceso a la región de Manu, y podría acentuar los históricos conflictos violentos de las tribus indígenas de Manu con extranjeros (a su región). De parte de esta población, existe una fuerte oposición al mejoramiento y ampliación de esta vía (Gallice et al., 2017).

Por otro lado, al existir muchas veces intereses personales y políticos detrás de la construcción y fomento de este tipo de carreteras, como se mencionó en la sección 3.3.2.2, surgen conflictos sociales que se intensifican, debido al ingreso de capitales ilícitos, el tráfico de influencias y el uso de la violencia. Así, por ejemplo, la carretera propuesta que busca unir Puerto Esperanza, en Ucayali, con Iñapari, en Madre de Dios, desde su concepción ha generado y se prevé que continúe generando numerosos desacuerdos entre la población, las autoridades locales y regionales, las autoridades nacionales y otras organizaciones. La población de Puerto Esperanza, capital de la provincia de Purús y distrito fronterizo más alejado de Ucayali, impulsada por su alcalde y debido a su remota conectividad, propone la construcción de una carretera que los integre por tierra con el resto del país hasta Iñapari, en Madre de Dios (García, 2018). Esta carretera tendría 277 km y se muestra en la Figura 3.22. Sin embargo, también representaría importantes impactos en el ambiente y la sociedad. Se estima que alrededor de 275,000 ha de bosque primario están en riesgo si esta carretera se construye. Específicamente, la carretera cruzaría 3 áreas críticas protegidas y reservas indígenas: Reserva Territorial de Madre de Dios, Parque Nacional Alto Purús y Reserva Comunal de Purús, representando importantes impactos en los pueblos indígenas en aislamiento voluntario que habitan partes de esta área remota (Finer & Novoa, 2018).



**Figura 3.22. Carretera planteada entre Puerto Esperanza e Iñapari y zonas protegidas que cruzaría (extraído de Finer & Novoa, 2018)**

Asimismo, cuando las carreteras están asociadas a actividades ilícitas (minería, cultivo de coca, tala), las carreteras fomentan el surgimiento de los peligros asociados a ellas (corrupción, tráfico de influencias, criminalidad, enfrentamientos violentos, entre otros) (McSweeney et al., 2014).

### 3.4.3.3 Impactos económicos

Entre los impactos económicos que ocasionarían las carreteras construidas en la Amazonía peruana se encuentran el alto costo que ellas representan, muchas veces más del estimado inicialmente, y la afectación a otras actividades económicas, como el turismo y ecoturismo, el cual es sumamente importante en la región. Por ejemplo, Gabriel Quijandría, ex viceministro de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales del Ministerio del Ambiente, estimó que la proyectada carretera Puerto Esperanza (Ucayali)–Iñapari (Madre de Dios) (Figura 3.22) podría costar unos US\$ 300 millones mientras que un puente aéreo permanente entre Pucallpa y Puerto Esperanza bordearía sólo los US\$ 100 millones (Prensa Congreso, 2012). Asimismo, se ha estimado que la carretera Interoceánica Norte, y los tramos II, III y IV de la Interoceánica Sur le habían costado al país, hasta 2017 y desde la iniciación del proyecto, más de US\$ 4,500 millones, convirtiéndola en la obra de infraestructura vial más costosa del país. El presupuesto inicial era de menos de US\$ 1,000 millones, y, al existir aún un contrato hasta el 2030, se considera que los costos sigan

incrementándose, debido al mantenimiento ("Gasto por Interoceánica", 2017). La mayoría de este costo se ha debido a la corrupción: el expresidente Alejandro Toledo habría cobrado un soborno de 20 millones de dólares de Odebrecht por los tramos 2 y 3, y cerca de 4 millones de Camargo y Correa por el tramo 4. Más aún, esta carretera no ha traído los beneficios económicos bajo los cuales se construyó, que consistían en impulsar el intercambio comercial entre Brasil y Perú. En la actualidad, circulan por la vía únicamente 30 vehículos diarios, a consecuencia de la diferencia entre el flete marítimo y el flete terrestre ("El costo de la corrupción", 2018).

De igual forma, una carretera puede representar los tres tipos de impactos asociados. Por ejemplo, la carretera Nuevo Edén-Boca Manu-Boca Colorado, localizada en Madre de Dios e impulsada por el Proyecto de Ley N° 2320/2012-CR, tendría, primero, importantes impactos ambientales y sociales al atravesar las ZA del Parque Nacional del Manu y de la Reserva Comunal Amarakaeri, donde habitan múltiples pueblos indígenas en situación de aislamiento, como los Mascho Piro. Además, surgirían otras actividades ilegales, como el transporte de combustible para minería ilegal, la extracción de madera de las ZA de ambas áreas naturales protegidas y la invasión de territorios indígenas. En segundo lugar, los impactos económicos se evidencian en la afectación a las actividades económicas ligadas al turismo en la región, las cuales fueron señaladas por la Asociación Peruana de Operadores de Turismo Receptivo e Interno (APOTUR) y la Asociación Peruana de Turismo de Aventura, Ecoturismo y Turismo Especializado (APTAE) (MINAM, 2016b). A esto se suma el alto costo asociado a la carretera. La empresa peruana Nature Services Perú, a partir de una línea de base de 2010, cuando la carretera se extendió desde la ciudad de Itahuanía a la ciudad de Nuevo Edén, estimó que, sin una gobernanza social y ambiental adecuada, esta carretera conduciría a un aumento en la deforestación de alrededor de 43 mil hectáreas hasta el año 2040 (Guidi, 2015).

### **3.5 ESTRATEGIAS PARA CONTROLAR LOS IMPACTOS DE LAS CARRETERAS EN LOS BOSQUES TROPICALES**

Las carreteras en los bosques tropicales representan importantes efectos ambientales en el ecosistema y son un elemento crítico en la promoción de la deforestación tropical y la generación de emisiones de carbono atmosférico. En general, la expansión de carreteras en ambientes tan sensibles debe limitarse cuando sea posible, y el conocimiento científico y de la población, y su disponibilidad, deben incrementarse. Evitar el primer corte, siempre que sea posible, es el medio más urgente para limitar la escala y el ritmo de la degradación ambiental en los

trópicos, y una de las estrategias de conservación más realistas y rentables de todas (Laurance & Balmford, 2013; Laurance et al., 2009), debido a que una carretera inicial a menudo genera redes de carreteras secundarias y terciarias que pueden aumentar considerablemente la extensión espacial de la interrupción del hábitat (Laurance et al., 2015). De igual forma, se requiere incrementar la inversión en investigación y educación, y mejorar la base de la información y el seguimiento, es decir, un monitoreo contante y riguroso del desarrollo vial, de la tasa, la ubicación y las causas de la deforestación tropical y de la pobreza forestal, junto con los impactos de las intervenciones de proyectos y políticas (Chakravarty et al., 2012; Alamgir et al., 2018).

Existen diversas estrategias que buscan evitar o limitar al máximo los impactos ambientales negativos y los cambios de uso de suelo asociados a las carreteras construidas en bosques tropicales. Estas estrategias se dividen en dos grandes categorías: esfuerzos a escala local para reducir los impactos de los caminos, y esfuerzos a escala regional para limitar su expansión a áreas ecológicamente sensibles (Laurance et al., 2009). Asimismo, las estrategias deben ser tales que, por un lado, reconozcan los roles críticos de los gobiernos nacionales, regionales y municipales y, por otro lado, empoderen a la sociedad civil y al sector privado para que asuman un rol proactivo en la reducción de la deforestación (Chakravarty et al., 2012). Entre las estrategias locales de mitigación se encuentran las alternativas de diseño de las carreteras, como la reducción del ancho de la carretera y el establecimiento de estructuras que permitan el paso del agua. Específicamente, las estrategias de diseño denominadas estrategias de resiliencia pueden minimizar uno de los impactos más importantes de la infraestructura vial: la alteración de la hidrodinámica en las planicies de inundación durante las temporadas húmedas. Estas alternativas buscan adecuar en lo posible el desarrollo vial para no alterar el flujo natural de la llanura de inundación, y son mucho más efectivas que las disposiciones de estructuras hidráulicas que eviten inundaciones en la llanura aluvial. De ese modo, se preserva la extensión, la duración y las vías de inundación originales del área, reduciendo el riesgo de inundación masiva y evitando la extensión de la ocupación humana (Beevers et al., 2011).

Finalmente, se ha comprobado que, si los paisajes fragmentados se protegen de las perturbaciones a las que están sometidos, pueden comenzar a recuperarse en solo una década o dos. La restauración de grandes áreas de bosque es posible debido al cierre de los bordes del bosque y la reconexión de fragmentos aislados (Laurance et al., 2011). En las secciones 3.5.1 a 3.5.5 se describen cinco estrategias principales que abordan el desarrollo de la ecología vial en los bosques tropicales desde



diferentes perspectivas, y que deberían ser parte de una estrategia conjunta para garantizar su efectividad.

### **3.5.1 Gestión espacial de las tierras y cartografía de carreteras**

Una adecuada gestión espacial de las tierras plantea asignar áreas determinadas de suelos a usos específicos, considerando las propiedades del suelo y, elementalmente, su potencial ecológico y ambiental (Lambin & Meyfroidt, 2011). De ese modo, se protegen las tierras de mayor importancia ecológica mientras se promueve el aprovechamiento agrícola y ganadero de las tierras más eficientes. El aumento de la degradación forestal a nivel local en áreas de alto potencial podría ser beneficioso a nivel mundial, así como las reservas forestales que compensan el efecto rebote de la intensificación agrícola, y las plantaciones forestales que contribuyen a la expansión de la cubierta forestal (Lambin & Meyfroidt, 2011). En la Amazonía peruana, esta estrategia se desarrolla a través de la Zonificación Ecológica y Económica (ZEE), proceso que está llevando a cabo el IIAP. En esta estrategia, se plantea cuál es el uso más aprovechable de un suelo, así, en las áreas donde los suelos son favorables y los mercados están disponibles, se puede apoyar el cultivo más intensivo, el cultivo de plantaciones o la cría de ganado. La gestión forestal para la silvicultura sostenible, el extractivismo a pequeña escala, el ecoturismo planificado y el uso educativo o de investigación representan fuentes potenciales de ingresos (Mäki et al., 2001).

Las carreteras, al brindar accesibilidad, representan un elemento clave en la gestión espacial de las tierras. En ese sentido, la generación e implementación de un esquema de zonificación global para la construcción de carreteras es imperativo. Este esquema permitiría identificar dónde debe ser una prioridad la construcción o mejora de carreteras, dónde debe restringirse y dónde deben cerrarse las carreteras existentes. En la elaboración de dicha zonificación global, se integran y estandarizan datos satelitales sobre hábitats intactos con información sobre infraestructura de transporte, rendimientos y pérdidas agrícolas, indicadores de biodiversidad, almacenamiento de carbono y otros factores relevantes (Laurance & Balmford, 2013). Así se diseñó el Mapa Global de Carreteras en 2014, en el cual se identifican tres escenarios importantes: primero, áreas con altos valores ambientales pero solo un potencial agrícola modesto, como la cuenca del Amazonas y partes de la región de Asia-Pacífico; segundo, áreas de conflicto, donde tanto los valores ambientales como agrícolas son altos; y, tercero, áreas con gran potencial de producción agrícola y costos ambientales relativamente modestos. En el primer escenario, se debería evitar

la futura construcción de carreteras en lo posible; mientras que, en el último, la mejora estratégica de carreteras podría promover el desarrollo agrícola con costos ambientales relativamente modestos (Laurance et al., 2014). Un análisis similar debería seguirse con mayor especificidad en todo el mundo y, con mayor urgencia, en las zonas más sensibles, como los bosques tropicales.

### **3.5.2 Establecimiento de Áreas Naturales Protegidas**

El establecimiento de las ANP representa una de las estrategias más sólidas para preservar los bosques al aumentar la capacidad de adaptación de los ecosistemas y reducir su vulnerabilidad (Eguiguren-Velepucha et al., 2016). Asimismo, pueden proveer un importante control a la expansión de caminos, y con ello, a la expansión de actividades humanas. En la zona de accesibilidad de toda la Amazonía brasileña, delimitada por una distancia de 5.5 km del sistema vial, se encuentra el 94% de la deforestación. En contraste, en la zona de accesibilidad de las áreas protegidas, se localiza sólo el 74.2% de la deforestación. Las tierras protegidas evidencian un menor porcentaje de bosque deforestado en las zonas accesibles: el 10,9% de los bosques protegidos se han perdido, en comparación con el 43,6% de los bosques no protegidos (Barber et al., 2014). Asimismo, en la detección de nuevos caminos en los bosques amazónicos del 2017 presentada en la plataforma Geobosques (2018), no existen nuevos caminos detectados en Áreas Protegidas, lo que confirma la efectividad de esta modalidad para la conservación de los bosques.

En la selva amazónica peruana, se encontró que la tasa de deforestación fuera de las áreas protegidas es más del doble en comparación a la tasa calculada dentro de las áreas (en el ámbito de una banda de 5 km) (Finer & Novoa, 2015b). Del mismo modo, se identificó que el 83% de la deforestación y el 66% de las degradaciones forestales entre 1999 a 2005 sucedían a una distancia de 20 km de las carreteras. Dentro de ese límite, los bosques de las unidades de conservación estaban más de cuatro veces mejor protegidos contra la deforestación que los bosques no protegidos (Oliveira et al., 2007).

Sin embargo, pese a su gran importancia, existe un significativo número de ANP que son atravesadas por una o más carreteras. En la Tabla 3.18 se observa que, de 373 Parques Nacionales analizados en 58 naciones tropicales y subtropicales, más de la quinta parte son atravesados por carreteras principales, siendo Asia, África y Sudamérica las regiones más críticas.

**Tabla 3.18. Porcentaje de Parques Nacionales Terrestres en los trópicos y subtropicos atravesados por una o más autopistas (existentes o en construcción), o por una o más carreteras principales en 2006 (Caro et al., 2014)**

Región	Cantidad de Parques Nacionales	Cantidad de países	Parques Nacionales atravesados por autopistas (%)	Parques Nacionales atravesados por carreteras principales (%)
El Caribe	7	4	12.5	0
América Central	29	4	6.3	8.7
Sudamérica	116	10	5.9	21.1
Australasia	33	1	6.1	24.2
África	152	33	8.6	27.8
Asia	36	6	10.8	49.7
Total	373	58	-	-
Promedio	-	-	8.4	21.9

En general, para que puedan obtenerse los máximos beneficios de las ANP, estas deben presentar determinadas características específicas. En primer lugar, deben instaurarse antes del establecimiento de las carreteras (Laurance et al., 2009), e, idealmente, deben estar libres de carreteras cuando menos las áreas centrales (Laurance et al., 2011). Segundo, deben planificarse adecuadamente para que pueda respetarse su integridad y debería implementarse una gestión orientada a la conservación revisada de las diferentes designaciones de bosques protegidos para garantizar una integridad forestal duradera (Sloan et al., 2018). En tercer lugar, las ANP deben tener, preferiblemente, un área muy grande, del orden de miles a decenas de miles de kilómetros cuadrados, para que sean capaces de mantener procesos ecológicos naturales y poblaciones viables; proporcionar resiliencia ante sucesos raros como sequías y tormentas intensas; facilitar la migración de animales terrestres y acuáticos; amortiguar la reserva de los efectos de borde a gran escala, incluidos los incendios, la desecación del bosque y la invasión humana; y maximizar el almacenamiento de carbono forestal (Laurance et al., 2011).

Entre los diferentes tipos de ANP existentes, las áreas de uso sostenible y las reservas indígenas presentan los niveles más altos de deforestación debido a su diseño para uso extractivo y/o apoyo a las comunidades locales y, por lo tanto, mayor accesibilidad por carreteras y ríos (Barber et al., 2014). Por otro lado, otros autores indican que, en los trópicos, los Bosques Manejados por la Comunidad (CMF) pueden mostrar tasas de deforestación anuales más bajas y menos variables que las ANP. Esta situación sería consecuencia de la presencia de políticas e instituciones de conservación, el uso comunitario de la tierra, la propiedad gubernamental de la tierra

y el manejo de los recursos naturales (Porter-Bolland et al., 2012). De igual forma, en los bosques de producción permanente asignados a concesiones a largo plazo entre 2002 y 2004 en la Amazonía peruana, las tasas de deforestación fueron hasta dos órdenes de magnitud más bajas que las perturbaciones forestales resultantes de las operaciones de tala. Sin embargo, fuera de las áreas de concesión otorgadas, las tasas de perturbación y deforestación aumentaron en un 300% aproximadamente. Esto sugeriría que las actividades de extracción forestal sancionadas pueden ser un elemento disuasivo eficaz contra la tala de bosques, pero pueden surgir efectos de fugas alrededor de los bosques en concesión (Oliveira et al., 2007).

En ese sentido, una estrategia de conservación forestal más sólida debe considerar un enfoque regional con diferentes tipos de áreas protegidas y tipos de uso de suelo establecidos de acuerdo a las prioridades nacionales, las necesidades de las poblaciones locales y las capacidades locales, regionales y nacionales. Se debe promover el desarrollo de medios de vida de las comunidades que habitan en los bosques para así evitar la deforestación y degradación forestal. Por ejemplo, la dependencia extremadamente alta del ingreso forestal en las comunidades productoras de nueces en la región trinacional fronteriza de Madre de Dios-Perú, Acre-Brasil y Pando-Bolivia desde 1986 a 2005 determinó una mínima deforestación en la región (Duchelle et al., 2010). Asimismo, debe contemplarse un monitoreo constante para limitar y controlar los posibles efectos de fugas a otras áreas no protegidas. El establecimiento de áreas protegidas es muy efectivo pero no representa en sí mismo la solución para la deforestación (Barber et al., 2014; Porter-Bolland et al., 2012), sino que deben ser medidas incluidas dentro de una estrategia más amplia.

### **3.5.3 Estrategias de gobernanza**

Las condiciones políticas especiales bajo las cuales se desarrollan las carreteras en la Amazonía peruana y, en general, los bosques tropicales, demuestran la necesidad de una gobernanza ambiental más consolidada. La gobernanza puede verse como una fuerza que promueve el uso apropiado de la tierra e inhibe actividades económicas inapropiadas que sobreexploten el sistema fronterizo; debe evaluarse, sin embargo, la velocidad y el momento en que la gobernanza debe aumentar para asegurar su efectividad, así como medir el impacto de diversas medidas de gobernanza en la conservación de los ecosistemas (Soares-Filho et al., 2004). Según su implementación, una mejora en la gobernanza puede ser incluso más efectiva en la reducción de la pérdida de bosques que los posibles cambios debido a la alteración

de la planificación de nuevas carreteras (Pfaff et al., 2009). Por ejemplo, en la evaluación de la conversión de tierras debido a la carretera BR-163 de 1,000 km, que une Cuiabá y Santarém en Brasil, se estimó que, después de 30 años de la pavimentación de la carretera, el área total de bosques en la región disminuiría en 34%, de 386,000 a 256,000 km<sup>2</sup>. Sin embargo, si se implementan medidas de gobernanza, como la preservación exhaustiva de las áreas protegidas y el uso más intensivo de las tierras deforestadas, la deforestación resultante podría reducirse hasta en 60% de la deforestación esperada (Soares-Filho et al., 2004).

Una adecuada gobernanza ambiental incluye diversas estrategias, como el establecimiento y preservación de las ANP, la clasificación de la tierra según sus usos, la planificación de la expansión de asentamientos humanos (Mäki et al., 2001), el incremento de la productividad de la tierra ya cultivada a través de la intensificación agrícola y mayores rendimientos (Lambin & Meyfroidt, 2011), el fortalecimiento de las instituciones y políticas gubernamentales y no gubernamentales, y la promulgación y fiscalización de medidas políticas, legislativas y regulatorias (Chakravarty et al., 2012). En efecto, para fortalecer la gobernanza y procurar su efectividad, se debe implementar más de una estrategia. Por ejemplo, para controlar los cambios de uso de suelo de bosque a agricultura en el VRAE se recomienda coordinar la política de transporte (a nivel regional y nacional) con iniciativas de políticas agroforestales y la conservación de los ecosistemas de bosques tropicales; considerar los impactos diferenciados que están asociados con la implementación de sistemas agroforestales y otros sistemas en los cambios de uso de la tierra en la selva amazónica en la política agrícola; y diseñar políticas para la Amazonía que consideren los impactos diferenciados de la construcción de carreteras y caminos rurales sobre la pérdida de reservas forestales y sobre la producción de alimentos sostenibles (Lucich et al., 2015).

De igual forma, en una gobernanza eficaz, debe considerarse el papel activo que puede cumplir la población. Perz et al. (2008) describe un modelo de gobernanza híbrida que se basa, precisamente, en el estado y la comunidad: el estado tiene una mayor capacidad y la autoridad para imponer disciplina en la planificación local, mientras que las comunidades están mejor capacitadas para incluir a los interesados en las deliberaciones y diseñar instituciones para adaptarse a las realidades locales. En un modelo híbrido, el estado proporciona recursos públicos para apoyar el gobierno local, y las comunidades formulan reglas localmente apropiadas basadas en las deliberaciones de planificación entre las partes interesadas, además que constituyen un mecanismo de monitoreo. Un ejemplo de esta gobernanza híbrida es

la Iniciativa MAP (Madre de Dios (Perú), Acre (Brasil) y Pando (Bolivia)), ubicada en el suroeste del Amazonas y que abarca una frontera trinacional, y está ubicada cerca de la carretera interoceánica y múltiples proyectos de infraestructura. En esta región, se formulan propuestas con la comunidad para la gobernanza de los recursos en presencia de un proyecto de infraestructura a gran escala, se cuenta con el apoyo de los gobiernos nacionales e instituciones internacionales, y se busca mejorar la planificación del desarrollo sostenible en los corredores viales transfronterizos.

Todo programa o estrategia de gobernanza que se implemente debe estar fundamentado y ser resultado de un análisis exhaustivo de las realidades ambientales y sociales, de lo contrario, su aplicabilidad seguirá siendo marginal (Mäki et al., 2001). En el establecimiento de una nueva infraestructura vial, debe evaluarse si, efectivamente, se requiere alcanzar cierto nivel en la conectividad mediante el incremento de la densidad de carreteras o si, según la dispersión de la población, puede alentarse a las personas a reubicarse en asentamientos más grandes (Collier et al., 2015). Asimismo, debe considerarse el desarrollo previo (carreteras anteriores o deforestación previa) por su influencia en los potenciales impactos. En la Amazonía brasileña, por ejemplo, se identificó que, si existe desarrollo previo (zonas sin inversiones vecinas anteriores), el establecimiento de una carretera tendrá un bajo impacto forestal; si el desarrollo previo es intermedio (no existencia de caminos anteriores y una deforestación hasta de un 25%), la carretera producirá un impacto alto; y, si el desarrollo previo es alto (áreas con carreteras anteriores más una deforestación previa de más del 25%), la carretera tendría un bajo impacto forestal (Pfaff et al., 2017).

Adicionalmente, se deben fomentar los proyectos de infraestructura sostenibles a través de dos estrategias. La primera estrategia es la implementación de políticas nacionales e internacionales rigurosas que condicionen el apoyo al desarrollo de la infraestructura a los análisis previos de los impactos reales a largo plazo de estos proyectos, como el EIA (Caro et al., 2014). La segunda estrategia es generar mecanismos novedosos para atraer inversiones privadas importantes para los proyectos de infraestructura sostenible de modo que las inversiones para estos proyectos sean más rentables y competitivas que otras opciones de inversión. En esta estrategia pueden incorporarse los costos sociales y ambientales a largo plazo que normalmente están infravalorados en las decisiones de inversión (Alamgir et al., 2017). La integración y coordinación con el sector financiero es importante para incluir y ejecutar adecuadamente los costos de la operación, el mantenimiento y la reparación de daños en los presupuestos de inversión en infraestructura.

### **3.5.4 Evaluaciones más detalladas de los proyectos viales**

Los proyectos de inversión, incluidos los proyectos de infraestructura vial, deben desarrollar un instrumento de gestión ambiental, como el EIA, que asegure el desarrollo del proyecto en armonía con el entorno ambiental y social. Idealmente, se evalúan todos los posibles impactos y se plantean medidas de prevención, mitigación y compensación, según el impacto. Sin embargo, el desarrollo de un EIA se ve influenciado por la escala espacial y temporal reducida que utilizan, el conflicto de intereses, ya que son financiados por los proponentes de los proyectos, la relajación y flexibilidad de los requisitos legislativos de los países y la inexperiencia de los involucrados, tanto de las empresas responsables de los EIA como de los organismos de supervisión y aprobación (Alamgir et al., 2018).

Existen, entonces, diversas oportunidades de mejora respecto a los EIA. En primer lugar, se deben considerar todos los impactos en diferentes escalas, directos e indirectos, y prever posibles escenarios bajo condiciones específicas. La colaboración entre ingenieros de infraestructura y administradores de recursos naturales permitiría la identificación de la ruta alternativa menos controvertida y factible (Caro et al., 2014). De igual forma, la inclusión de un ACV en los EIA de proyectos viales puede ser de gran utilidad ya que devela impactos no identificados previamente (Larrea-Gallegos et al., 2017). En segundo lugar, se debe procurar una examinación y arbitraje cuidadosos, específicos al detalle, y completos de cada proyecto vial propuesto (Caro et al., 2014). La transparencia del proceso de EIA podría mejorarse con la realización de las consultas con los verdaderos interesados y la publicación en línea de todos los EIA antes de la aprobación del proyecto propuesto (Laurance et al., 2015).

Tercero, se debe promover la implementación de medidas de mitigación para un funcionamiento más sostenible de la carretera (cerrar el tránsito de noche, uso de convoyes, rodear las ANP, entre otros) (Caro et al., 2014). En la determinación de las medidas de desarrollo y mitigación de los impactos de la carretera y su ubicación deben incluirse los servicios ecosistémicos además del medio biofísico para mejorar la equidad de su distribución, especialmente en las comunidades indígenas. Por ejemplo, en la carretera Pucallpa-Cruzeiro do Sul, el uso de un enfoque basado en las cuencas de servicios redujo las pérdidas residuales promedio por persona de la regulación de la calidad del agua potable. Asimismo, cuando no se pueda mitigar por completo, deberán considerarse compensaciones adicionales o reconsiderar las rutas y las actividades de la carretera y/o mitigación (como las prácticas mejoradas

de manejo agrícola para reducir la escorrentía de nutrientes y sedimentos) (Mandle et al., 2015). Asimismo, las medidas de mitigación y/o compensación que se indiquen y los costos asociados deben ser aplicables, de lo contrario, son improductivos (Pfaff et al., 2009).

La cuarta oportunidad de mejora en los EIA implica la utilización de conocimientos más profundos. En la ecología vial, se ha desarrollado un nivel sustancial del conocimiento y se puede proporcionar herramientas tanto teóricas como analíticas para estudiar los efectos a escala del paisaje de las redes viales (Coffin, 2007). Sería necesario, entonces, que se incluyan a personas con mayor experiencia y se desarrollen procedimientos y herramientas más detallados y actualizados para la elaboración y aprobación de los EIA.

Adicionalmente, existen mecanismos que pueden facilitar y orientar la evaluación detallada de proyectos específicos, por ejemplo, la herramienta de análisis Filtro de Carreteras desarrollada por Conservación Estratégica (Malky et al., 2013). Esta herramienta utiliza un índice comparativo que considera implicaciones ambientales, económicas, sociales y culturales correspondientes a proyectos viales en la Amazonía. El índice tiene valores numéricos entre 1 y 5, siendo 1 el mejor (menos riesgoso). Esta herramienta puede utilizarse para informar a los tomadores de decisiones sobre los niveles de riesgo y los posibles impactos y orientar adecuadamente los recursos de los gobiernos. En 2011, se aplicó el Filtro de Carreteras a 36 proyectos viales propuestos en la región y los resultados se muestran en la Tabla 3.19. Se observa que el camino que representa el mayor riesgo ambiental es el que une Iberia e Itahuanía - Cusco (Perú), debido a que cruza las ZA del Parque Nacional Manu y la Reserva Comunal Amarakaeri, así como otras áreas prístinas.

**Tabla 3.19. Diez carreteras con los mayores riesgos combinados generados por el Filtro de Carreteras (Malky et al., 2013)**

País	Ruta	Variables				Total
		Econ.	Amb.	Soc.	Cult.	
Colombia	Transversal de las Américas	3.89	3.48	2.40	1.00	3.41
Brasil	BR – 319	3.37	3.82	1.70	1.00	3.29
Perú	Conexión Pucallpa – Cruzeiro do Sul	2.58	3.44	5.00	3.00	3.23
Perú	Purús – Iñapari	2.85	3.85	1.60	3.00	3.18
Colombia	Nuquí – Las Ánimas	3.56	3.48	1.30	1.00	3.17
Perú	Iberia – Itahuanía – LD Cusco	2.52	4.01	2.00	3.00	3.16
Brasil	BR – 156	3.54	3.17	2.70	1.00	3.16



País	Ruta	Variables				Total
		Econ.	Amb.	Soc.	Cult.	
Bolivia	Chiati – Lurasani	3.84	3.06	1.60	1.00	3.10
Bolivia	Villa Tunari – San Ignacio de Moxos	2.61	3.73	3.30	1.00	3.10
Ecuador	Embalse Compensador Coca Codo Sinclair	3.09	3.55	2.00	3.00	3.09

Nota: Econ.: Económicas, Amb.: Ambientales, Soc.: Sociales, Cult.: Culturales

### 3.5.5 Infraestructuras alternativas de transporte

Como se mencionó anteriormente, la estrategia más efectiva para controlar los impactos negativos de las carreteras es evitar su construcción en ecosistemas frágiles. Sin embargo, los proyectos de infraestructura de transporte que tienen altos costos ambientales pero que impliquen recorridos que deban ser cubiertos pueden optar preferiblemente por alternativas de transporte como los ferrocarriles o el transporte fluvial (Laurance et al., 2009). Los impactos ambientales y sociales de estos tipos de infraestructura de transporte son más fáciles de monitorear y controlar que los de la infraestructura vial terrestre.

En la Amazonía, existe un gran potencial para el desarrollo del transporte fluvial. El 40% de la Amazonia brasileña, por un lado, está más cerca de un río navegable que de cualquier tipo de carretera (Barber et al., 2014). La Amazonía peruana, por otro lado, posee una amplia red hidrográfica compuesta por casi 10,000 kilómetros de vías navegables, que son el medio natural de transporte y las comunicaciones entre las poblaciones de las regiones Loreto, Ucayali y San Martín. Asimismo, la vía fluvial constituye el principal medio de transporte en la región amazónica del Perú, al utilizarse para más del 90 % del transporte de pasajeros y carga (Dirección General de Transporte Acuático [DGTA], 2007). Los ríos navegables se caracterizan por presentar una pequeña pendiente, grandes caudales, fluctuaciones en el espejo de agua, y una cantidad considerable transporte de sedimentos (DGTA, s.f.). La gran ventaja del transporte fluvial frente al terrestre es su economicidad, al no requerir un mantenimiento costoso, y su mayor accesibilidad, al unir mayor cantidad de centros poblados.

Sin embargo, a pesar de su gran importancia, las vías navegables en la Amazonía peruana presentan ciertos obstáculos que limitan la navegación de determinadas embarcaciones en la temporada de aguas bajas, a causa de la profundidad de las aguas de los ríos, los canales estrechos y la presencia de bancos de sedimentos (Consorcio Hidrovía Huallaga, 2005). Por ello, y con el objetivo de fomentar un mayor

uso del transporte fluvial en el Perú, actualmente se vienen realizando estudios para desarrollar proyectos de este tipo, como las Obras de Mejoramiento y Ampliación de la Infraestructura Portuaria, y los Estudios de Navegabilidad en los ríos amazónicos. En la Tabla 3.20, se muestran los principales proyectos planteados en 2010 que consideraban hidrovías en la Amazonía peruana. Este sistema de navegación fluvial puede representar más de 5,000 km.

**Tabla 3.20. Hidrovías propuestas en la Amazonía peruana en 2010 (Dourojeanni, 2010)**

Hidrovías	Desde	Hasta	km
Napo	Cabo Pantoja	Río Amazonas	564
Putumayo	Güepi	Santa Sofía	1,173
Huallaga	Yurimaguas	Río Marañón	211
Marañón	Saramiriza	Río Amazonas	632
Ucayali	Pucallpa	Río Amazonas	1,032
Ucayali	Pucallpa	Atalaya	517
Urubamba	Atalaya	Malvinas	293
Amazonas	Comienzo Amazonas	Santa Rosa	601
Madre de Dios	Puerto Maldonado	Frontera	n/d
Total			5,023

De los innumerables ríos existentes en la cuenca amazónica, los ríos Amazonas, Marañón, Ucayali y Huallaga son los de mayor importancia para el transporte fluvial comercial (DGTA, s.f.). El proyecto Hidrovía Amazónica, precisamente, busca mejorar las condiciones de navegabilidad del sistema conformado por los cuatro ríos mencionados para el transporte de carga y pasajeros y el comercio regional y nacional, reduciendo los costos de conectividad y los riesgos de transporte. Este proyecto cuenta con un monto de inversión aproximado de US\$ 95 millones.

El uso de transportes alternativos al terrestre serviría también para generar un sistema de transporte multimodal. Por ejemplo, para conectar los centros poblados de Puerto Esperanza (Purús, Ucayali) e Iñapari (Tahuamanu, Madre de Dios), y frente a la desestimación de la conexión por vía terrestre, el Congreso ha aprobado, en junio de 2017, una ley que declara de interés nacional el desarrollo de la provincia a través de la conexión multimodal, mediante carretera y ríos. Esta ruta resulta en una opción ideal para la población pero requiere de una mejora en la política internacional de Perú, para incrementar las exportaciones y aprovechar esta conexión binacional, iniciando desde el distrito de Iñapari (García, 2018).

Por otro lado, también se le debe dar mayor énfasis a los proyectos de extracción de recursos naturales *offshore*, proyectos localizados en zonas remotas que operan sin redes de carreteras asociadas. Cuando la construcción de caminos es inevitable, como en el caso de un proyecto hidroeléctrico importante, el cierre y la revegetación de caminos de alto riesgo con especies de plantas nativas después de la construcción podrían estipularse como condición para la aprobación del proyecto (Laurance et al., 2015). En Perú, el Proyecto de Extracción de Gas Camisea (Cusco), que inició sus actividades en 2004 y que representa el 83% de la producción total de hidrocarburos en el Perú, es un ejemplo de esta clase de proyectos *offshore* que cuenta con un mínimo impacto ambiental. En los alrededores del proyecto se ubican los Parques Nacionales Otishi y del Manu, así como la Reserva Comunal Machiguenga, el Santuario Nacional Megantoni y otras Reservas Territoriales. Antes del establecimiento del proyecto se realizó un análisis de alternativas y un análisis multicriterio, y, durante la conceptualización del proyecto, se determinaron planes de participación comunitaria, monitoreos participativos y herramientas para el manejo de la biodiversidad. Además, utilizaron técnicas especiales como la perforación dirigida, el movimiento de suelos controlado, la tala dirigida, y la revegetación de las vías terrestres previamente utilizadas. De esta manera, el proyecto representa únicamente un 0.17% de superficie intervenida, y, entre 2007 y 2011, disminuyó la superficie de su huella paisajística en 7% (Martinez (Pluspetrol), 2015).

## CAPÍTULO 4: CONCLUSIONES

Los bosques tropicales representan el área más grande de los biomas forestales mundiales y se ubican principalmente en la Amazonía, Centroamérica, África Central, Madagascar y el Sudeste Asiático. Brindan importantes servicios ecosistémicos, entre los que se incluyen la conservación de la biodiversidad, las regulaciones climáticas (ciclo hidrológico, albedo reducido, ciclos de nutrientes), la protección frente a eventos extremos (sequías e incendios), las reservas de carbono y el consecuente control del efecto invernadero, el suministro de recursos naturales, y la representación de un valor cultural para las poblaciones. Por ello, su preservación es altamente importante. Sin embargo, los bosques tropicales han enfrentado una progresiva deforestación y degradación forestal, causadas principalmente por el cambio de uso del suelo, como la agroindustria y agricultura migratoria, la ganadería, la extracción de madera, la minería, y la construcción de infraestructura de transporte. Estos procesos ocasionan alteraciones en los ecosistemas y los estilos de vida de las poblaciones: alteraciones ecológicas (disminución de la biodiversidad y pérdida del hábitat), alteraciones climáticas (desbalance del ciclo hidrológico, erosión y desertificación de los suelos, y modificación del balance de carbono), y alteraciones en el ámbito social y económico (propagación de enfermedades, afectación a las actividades económicas y a los modos de vida de las comunidades indígenas). Las alteraciones abarcan desde la escala local a la nacional, y pueden generar efectos en cascada.

En la actualidad, existe una expansión a gran escala de la construcción de carreteras en los trópicos. Las carreteras se construyen en los bosques tropicales para conectar poblaciones e impulsar el desarrollo económico al brindar acceso a la extracción y aprovechamiento de los recursos naturales. Además, pueden ser incluidas en la implementación de otro tipo de proyectos de infraestructura (exploración y extracción de hidrocarburos o minerales y centrales hidroeléctricas). Sin embargo, el desarrollo vial puede ocasionar también importantes impactos ecológicos (biodiversidad, clima e hidrología), sociopolíticos (inequidad en los beneficios obtenidos, inestabilidad social, debilitamiento de la gobernanza e incremento de las amenazas a las comunidades indígenas) y económicos (alto presupuesto de construcción y mantenimiento). Específicamente, la infraestructura vial cumple un papel crítico en los cambios de uso de suelo, al generar accesos zonas que antes eran inaccesibles, fomentando la migración de las poblaciones e intensificar el cambio de uso de suelo (iLUC o LUC).

El Perú fomenta las inversiones públicas y privadas en infraestructura de transporte, pero carece de sólidas políticas de prevención y mitigación de impactos ambientales. Además, presenta una expansión actual y proyectada de las carreteras y caminos vecinales en los próximos años, así como de extracción de recursos que implican la construcción de carreteras anexas. Ese contexto lo hace vulnerable a los cambios de uso de suelo comunes en la Amazonía peruana (actividades agroindustriales a gran escala, tala selectiva, la agricultura de pequeña escala y ganadería) y a la deforestación y degradación forestal. Además, cuando las carreteras están asociadas a actividades ilícitas (minería, cultivo de coca o tala), las carreteras fomentan el surgimiento de los peligros asociados a ellas (corrupción, tráfico de influencias, criminalidad, enfrentamientos violentos, entre otros).

Ante los cambios de uso de suelo asociados a la expansión de carreteras en los bosques tropicales, existen determinadas estrategias que buscan evitar o limitar al máximo los impactos negativos ocasionados. Estas estrategias se basan en conocer a detalle las dinámicas de cambio, y en reconocer los roles críticos de los gobiernos en sus diferentes escalas, de la sociedad civil y del sector privado. Las estrategias consideradas deberían formar parte de una política conjunta para garantizar su efectividad. Entre las estrategias planteadas se incluyen, en primer lugar, la gestión espacial de las tierras y la cartografía de carreteras, en la cual se asignan usos específicos a la tierra y se determina dónde deberían construirse carreteras y dónde debería evitarse su expansión. En la Amazonía peruana, la elaboración de ZEE representa una aplicación de esta estrategia. Sin embargo, debería generarse un mapa detallado del sistema terrestre vial, categorizando zonas de no construcción/construcción de carreteras. La segunda estrategia consiste en el establecimiento de las ANP. Se requiere una mayor cantidad de áreas protegidas de diferentes categorías, y también de ZA, debido a que suelen presentar altas tasas de deforestación. La tercera estrategia es el fortalecimiento de la gobernanza ambiental y vial, e incluye medidas específicas como la clasificación de la tierra según sus usos, la planificación de la expansión de los asentamientos humanos, el incremento de la productividad de la tierra ya cultivada, el fortalecimiento de las instituciones y políticas gubernamentales y no gubernamentales, y la promulgación y fiscalización de las medidas políticas, legislativas y regulatorias. Adicionalmente, debe fomentarse el apoyo a los proyectos de infraestructura sostenibles. La cuarta estrategia consiste en la elaboración de EIA más completos, que consideren los impactos en diferentes escalas, directos e indirectos, y prevean posibles escenarios bajo condiciones específicas. Entre los impactos indirectos se debe evaluar la red vial no oficial que se

generaría luego de la carretera principal, por su potencial mayor impacto respecto a las vías oficiales. Asimismo, se debe considerar el alto costo del mantenimiento de caminos en esta región y la distribución social de estos costos. La fiscalización y evaluación de los EIA también es de suma importancia. El Perú tiene una gran oportunidad de mejora en los Estudios ambientales de los proyectos de infraestructura vial. La quinta estrategia busca brindar opciones de infraestructura alternativas a las carreteras para los proyectos de transporte que tienen altos costos ambientales pero que implican recorridos necesarios. Entre estos se incluyen a los ferrocarriles y al transporte fluvial, los cuales tienen impactos ambientales y sociales más fáciles de monitorear. Particularmente, la Amazonía tiene un alto potencial para el desarrollo del transporte fluvial pero, de igual forma, deben evaluarse cuidadosamente sus impactos ambientales, ya que los ríos navegables también pueden ser un factor importante de deforestación.

Con el objetivo de determinar qué estrategia aplicar en la Amazonía peruana se debe generar mayor conocimiento de la misma, lo cual puede lograrse a través de la realización de investigaciones a largo plazo, la formación de profesionales y especialistas, y la continuación, ampliación y mejoramiento de los programas de monitoreo. Asimismo, una mayor transparencia y una mejor fiscalización son fundamentales, de parte de las autoridades en distintos niveles, del ente privado y de la población. Finalmente, es fundamental que Perú fortalezca su gobernanza política, social y ambiental, antes de continuar con la expansión de infraestructura vial y otras actividades en la Amazonía peruana. Planificar el desarrollo ahora significará obtener los mejores beneficios luego.

## REFERENCIAS

- Abood, S. A., Ser Huay Lee, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J. & Pin Koh, L. (2014). Relative Contributions of the Logging, Fiber, Oil Palm, and Mining Industries to Forest Loss in Indonesia. *Conservation Letters*, January/February 2015, 8(1), 58–67. doi: 10.1111/conl.12103
- Agencia de Promoción de la Inversión Privada - Perú (2017). Amazonía Invierte Cartera de Proyectos 2017. Recuperado de: [https://www.proinversion.gob.pe/foroamazonia/images/fichas\\_expoamazonia.pdf](https://www.proinversion.gob.pe/foroamazonia/images/fichas_expoamazonia.pdf)
- Akinyemi, F., Pontius, R., & Braimoh, A. (2016). Land change dynamics: insights from Intensity Analysis applied to an African emerging city. *Journal of Spatial Science*, 62 (1), 69–83. doi: 10.1080/14498596.2016.1196624
- Alamgir, M., Campbell, M. J., Sloan, S., Goosem, M., Clements, G. R., Mahmoud, M. I., & Laurance, W. F. (2017). Economic, Socio-Political and Environmental Risks of Road Development in the Tropics. *Current Biology*, 27(20), R1130–R1140. doi: 10.1016/j.cub.2017.08.067
- Alamgir, M., Campbell, M., Sloan, S., Ee Phin, W. & Laurance, W. F. (2018). Road risks and environmental impact assessments in Malaysian road infrastructure projects. *Jurutera*, February 2018, 13-16.
- Aldwaik, S. Z., & Pontius, R. G. (2012). Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103–114. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.02.010
- Amor, D., & Christensen, N. (2015). Forecasting deforestation from the impact of road investments in the Mayan Forest. *Nicholas School of the Environment, Duke University*.
- Autoridad Nacional del Agua (2012). Política y estrategia nacional de recursos hídricos. Lima: Ministerio de Agricultura.
- Arriola, A. & Serrato, K. (2018). Informe sobre la situación de los pueblos en aislamiento y contacto inicial de la Amazonía peruana [2018]. Lima: Aidesep.
- Asner, G. P., Powell, G. V. N., Mascaro, J., Knapp, D. E., Clark, J. K., Jacobson, J., ... Hughes, R. F. (2010). High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16738-16742. doi: 10.1073/pnas.1004875107

Asner, G. P., Mascaro, J., Muller-Landau, H. C., Vieilledent, G., Vaudry, R., Rasamoelina, M., ... van Breugel, M. (2012). A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. *Oecologia*, 168(4), 1147–1160. doi: 10.1007/s00442-011-2165-z

Asner, G.P., Knapp, D.E., Martin, R.E., Tupayachi, R., Anderson, C.B., Mascaro, J., ... Neyra Palomino, A.F. (2014). La Geografía del Carbono en Alta Resolución del Perú: Un Informe Conjunto del Observatorio Aéreo Carnegie y el Ministerio del Ambiente del Perú. ISBN: 978-0-9913870-6-9.

Banco Mundial (2002). A revised forest strategy for the World Bank Group. World Bank, Washington, DC.

Banco Mundial (2011). Curbing fraud, corruption, and collusion in the roads sector. Technical report, Washington, DC: World Bank.

Banco Mundial (2017). Indicadores de gobernanza mundial. Recuperado de: <http://info.worldbank.org/governance/wgi/index.aspx#reports>

Barber, C. P., Cochrane, M. A., Souza, C. M., & Laurance, W. F. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177, 203–209. doi: 10.1016/j.biocon.2014.07.004

Barrantes, R., Fiestas, F. & Hopkins, A. (2014). Evolución de la infraestructura de transporte y energía en la Amazonía Peruana (1963-2013). En R. Barrantes & M. Glave (Eds.), *Amazonía peruana y desarrollo económico* (pp. 109-150). Lima, Perú: GRADE, IEP.

Beevers, L., Douven, W., Lazuardi, H., & Verheij, H. (2012). Cumulative impacts of road developments in floodplains. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 17(5), 398–404. doi: 10.1016/j.trd.2012.02.005

Benchimol, M., & Peres, C. A. (2015). Widespread Forest Vertebrate Extinctions Induced by a Mega Hydroelectric Dam in Lowland Amazonia. *PLOS ONE*, 10(7), e0129818. doi: 10.1371/journal.pone.0129818

Benítez-Malvido, J. & Arroyo-Rodríguez, V. (2008). Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK.



Bonachera, A. (28 de setiembre de 2018). Lo que sabemos sobre el tren bioceánico, que recorrerá América del Sur entre el Atlántico y el Pacífico. CNN en español. Recuperado de: <https://cnnespanol.cnn.com/2018/09/28/lo-que-sabemos-sobre-el-tren-bioceanico-que-recorrera-america-del-sur-entre-el-atlantico-y-el-pacifico/>

Brandão Jr., A. O. & Souza Jr., C. M. (2006). Mapping unofficial roads with Landsat images: a new tool to improve the monitoring of the Brazilian Amazon rainforest. *International Journal of Remote Sensing*, 27:1, 177-189. doi: 10.1080/01431160500353841

Brinck, K., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Dantas De Paula, M., Pütz, S., ... Huth, A. (2017). High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8, 14855. doi: 10.1038/ncomms14855

BullionVault (2019). Precios del oro y precios de la plata en tiempo real. Recuperado de: <https://oro.bullionvault.es/Precio-del-oro.do#> [Último acceso: 28 de mayo de 2019]

Caro, T., Dobson, A., Marshall, A. J., & Peres, C. A. (2014). Compromise solutions between conservation and road building in the tropics. *Current Biology*, 24(16), R722–R725. doi: 10.1016/j.cub.2014.07.007

Chakravarty, S., Ghosh, S. K., Suresh, C. P., Dey, A. N. & Shukla, G. (2012). Deforestation: Causes, Effects and Control Strategies. Global Perspectives on Sustainable Forest Management, Dr. Dr. Clement A. Okia (Ed.), ISBN: 978-953-51-0569-5. Recuperado de: <https://www.intechopen.com/books/global-perspectives-on-sustainable-forest-management/deforestation-causes-effects-and-control-strategies> [Último acceso: 15 de agosto de 2018]

Chao, S. (2012). FOREST PEOPLES: Numbers across the world. Moreton-in-Marsh, UK: Forest Peoples Programme.

Che Piu, H. y Menton, M. (2013). Contexto de REDD+ en Perú: Motores, actores e instituciones. Documentos Ocasionales 90. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Caballero-Espejo, J., Messinger, M., Román-Dañobeytia, F., Ascorra, C., Fernandez, L., & Silman, M. (2018) Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sens.* 2018, 10 (12), 1903. doi: 10.3390/rs10121903

Clements, G. R., Aziz, S. A., Bulan, R., Giam, X., Bentrupperbaumer, J., Goosem, M., ... Laurance, W. F. (2018). Not Everyone Wants Roads: Assessing Indigenous People's Support for Roads in a Globally Important Tiger Conservation Landscape. *Human Ecology*, 46. doi: 10.1007/s10745-018-0029-4

Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. doi: 10.1016/J.JTRANGEO.2006.11.006

COHIDRO (2018). Las rutas navegables para el desarrollo de la Amazonía. Recuperado de: [https://www.ositran.gob.pe/wp-content/uploads/2018/11/PDN2018\\_COHIDRO.pdf](https://www.ositran.gob.pe/wp-content/uploads/2018/11/PDN2018_COHIDRO.pdf)

Collier, P., Kirchberger, M. & Sonderbom, M. (2015). The cost of road infrastructure in low and middle income countries. Washington, DC: World Bank, p. 37.

Consortio Hidrovía Huallaga (2005). Estudio de la Navegabilidad del Ríos Huallaga en el tramo comprendido entre Yurimaguas y la confluencia con el río Marañón. Recuperado de: <https://portal.mtc.gob.pe/transportes/acuatico/documentos/estudios/Propuestas%20y%20Plan%20de%20In%20versiones%20-%20Informe%20Final.pdf> [Último acceso 23 de mayo de 2019]

De Rosa, M., Schmidt, J., Knudsen, M. T., & Hermansen, J.E. (2014). Methodologies accounting for indirect Land Use Change (iLUC): assessment and future development. *I Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector: LCA Food 2014*, 280-288.

Deb, J., Phinn, S., Butt, N., & McAlpine, C. (2018). Climate Change Impacts on Tropical Forests: Identifying Risks for Tropical Asia. *Journal of Tropical Forest Science*, 30(2), 182-194. doi: 10.26525/jtfs2018.30.2.182194

Dirección General de Transporte Acuático (2007). Perfil del proyecto: "Mejoramiento y mantenimiento de las condiciones de navegabilidad de los ríos Ucayali, Huallaga, Marañón y Amazonas" (Volumen I). Recuperado de: <https://portal.mtc.gob.pe/transportes/acuatico/documentos/estudios/PERFIL%20MEJ%20MANT%20HIDROVIAS%20FINAL.pdf> [Último acceso 23 de mayo de 2019]

Dirección General de Transporte Acuático (s.f). Transporte fluvial y vías navegables en el Perú. Recuperado de:

<http://www4.congreso.gob.pe/historico/cip/materiales/rembarcaciones/doc1.pdf>  
[Último acceso 23 de mayo de 2019]

Dirección General de Caminos y Ferrocarriles (2013). Registro Nacional de Carreteras RENAC - Red Vial Rural o Vecinal. Recuperado de: [http://portal.mtc.gob.pe/transportes/caminos/documentos/RVV\\_DS012\\_2013.pdf](http://portal.mtc.gob.pe/transportes/caminos/documentos/RVV_DS012_2013.pdf)

Dirección General de Caminos y Ferrocarriles (2015). Registro Nacional de Carreteras RENAC - Red Vial Departamental. Recuperado de: [http://portal.mtc.gob.pe/transportes/caminos/documentos/Renac/RENAC\\_RVD\\_08092015B.pdf](http://portal.mtc.gob.pe/transportes/caminos/documentos/Renac/RENAC_RVD_08092015B.pdf)

Dourojeanni, Marc J. (2006). Estudio caso sobre la carretera Interoceánica en la Amazonía sur del Perú.

Dourojeanni, M. (2010). Hidrovías en la Amazonía del Perú. Recuperado de: <http://www.actualidadambiental.pe/wp-content/uploads/2010/10/hidroviassamazonia.pdf> [Último acceso 23 de mayo de 2019]

Departamento Nacional de Produção Mineral (2012). Processos Minerarios: Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE).

Duchelle, A., Almeyda, A., Hoyos, N., Marsik, M., Broadbent, E. & Kainer, K. A. (2010). Conservation in an Amazonian trinational frontier: patterns and drivers of land cover change in community-managed forests. In: Proceedings of the conference Taking stock of smallholder and community forestry: where do we go from here? Montpellier, 24–26 March 2010.

Dulac, J. (2013). Global land transport infrastructure requirements: Estimating road and railway infrastructure capacity and costs to 2050. Paris, France: International Energy Agency, p. 50.

Eguiguren-Velepucha, P. A., Chamba, J. A. M., Aguirre Mendoza, N. A., Ojeda-Luna, T. L., Samaniego-Rojas, N. S., Furniss, M. J., ... Aguirre Mendoza, Z. H. (2016). Tropical ecosystems vulnerability to climate change in southern Ecuador. *Tropical Conservation Science*. doi: 10.1177/1940082916668007

El costo de la corrupción: detalles del contrato de la interoceánica sur del informe Lava Jato (15 de noviembre de 2018). *Panamericana*. Recuperado de:

<https://panamericana.pe/24horas/politica/255128-costo-corrupcion-detalles-contrato-interoceanica-sur-informe-lava-jato>

Elias, P. & May-Tobin, C. (2011). Chapter 3: Tropical Forest Regions. In Union of Concerned Scientists (Ed.), *The Root of the Problem: What's driving tropical deforestation today?* (pp 21-28). Cambridge, USA: UCS Publications.

Finer, M., Mamani, N., García, R. & Novoa, S. (2018). Deforestation Hotspots in the Peruvian Amazon. MAAP:78. Recuperado de: <https://maaproject.org/2018/hotspots-peru2017/> [Último acceso: 31 de julio de 2018]

Finer, M. & Mamani, N. (2018). Reducción de bosques primarios de la Amazonía Peruana. MAAP: 93. Recuperado de: <https://maaproject.org/2018/bosques-primarios-peru/>

Finer, M. & Mamani, N. (2019a). Hotspots de Deforestación del 2018 en la Amazonía Peruana. MAAP: 98. Recuperado de: <https://maaproject.org/2019/hotspot-peru-2018/>

Finer, M. & Mamani, N. (2019b). Minería Aurífera alcanza Máximo Histórico de Deforestación en la Amazonía Sur Peruana. MAAP: 96. Recuperado de: <https://maaproject.org/2019/peru-mineria-2018/> [Último acceso 26 de febrero de 2019]

Finer, M. & Novoa, S. (2015a). Patrones y Drivers de la Deforestación en la Amazonía Peruana. MAAP: Síntesis #1. Recuperado de: <https://maaproject.org/2015/09/maap-sintesis1/> [Último acceso: 25 de octubre de 2018]

Finer, M. & Novoa, S. (2015b). Importancia de las Áreas Naturales Protegidas de la Amazonía Peruana. MAAP: 11. Recuperado de: <https://maaproject.org/2015/imagen-11-anps/> [Último acceso 20 de mayo de 2019]

Finer, M. & Novoa, S. (2018). Proposed Road would cross Primary Forest along Peru-Brazil Border. MAAP: 76. Recuperado de: <https://maaproject.org/2018/purus-road/> [Último acceso: 31 de octubre de 2018]

Finer, M. & Villa, L. (2018). New Deforestation Threats in the Peruvian Amazon (Part 2: Agriculture Expansion). MAAP: 92. Recuperado de: <https://maaproject.org/2018/newthreats-2/> [Último acceso 26 de febrero de 2019]

Finer, M., Vijay, V. & Mamani, N. (2018). Oil Palm Baseline for the Peruvian Amazon. MAAP: 95. Recuperado de: <https://maaproject.org/2018/oil-palm-peru/> [Último acceso 26 de febrero de 2019]

Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., DeFries, R., Gibbs, H. K., ... Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 25–32. doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2

Freitas, S. R., Hawbaker, T. J., & Metzger, J. P. (2010). Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 410–417. doi: 10.1016/j.foreco.2009.10.036

Gallice, G. R., Larrea-Gallegos, G., & Vázquez-Rowe, I. (2017). The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 1–9. doi: 10.1017/S0030605317000412

García, F. (7 de abril de 2018). [CRÓNICA] La disyuntiva de Purús entre la conexión o la conservación. *El Comercio*. Recuperado de: <https://elcomercio.pe/peru/ucayali/disyuntiva-purus-conexion-conservacion-noticia-508636> [Último acceso: 4 de mayo de 2019]

“Gasto por Interoceánica pasó de US\$1.000 mlls a US\$4.500 mlls” (6 de febrero de 2017). *El Comercio*. Recuperado de: <https://elcomercio.pe/politica/actualidad/gasto-interoceanica-paso-us-1-000-mlls-us-4-500-mlls-401937>

Giambelluca, T. W. (2002). Hydrology of altered tropical forest. *Hydrological Processes*, 16(8), 1665–1669. doi: 10.1002/hyp.5021

Gilman, R. H., Tielsch, J., Glass, G., Shields, T., Vittor, A. Y., Lozano, W. S., ... Patz, J. A. (2006). The Effect of Deforestation on the Human-Biting Rate of Anopheles Darlingi, the Primary Vector of Falciparum Malaria in the Peruvian Amazon. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 74(1), 3–11. doi: 10.4269/ajtmh.2006.74.3

Gobierno del Perú (2018). Informe final del Grupo de Trabajo Multisectorial de naturaleza temporal encargado de generar información técnica para orientar la implementación de las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (GTM-NDC). 17 de diciembre de 2018.

Gobierno establece cuatro ejes prioritarios para combatir la deforestación (17 de diciembre de 2018). *Gobierno del Perú*. Recuperado de: <https://www.gob.pe/institucion/minam/noticias/23782-gobierno-establece-cuatro-ejes-prioritarios-para-combatir-la-deforestacion>

Guidi, R. (9 de octubre de 2015). La carretera Boca Manu en Perú: caminos diferentes hacia el desarrollo y la conservación. *Mongabay*. Recuperado de: <https://es.mongabay.com/2015/10/la-carretera-boca-manu-en-peru-caminos-diferentes-hacia-el-desarrollo-y-la-conservacion/>

Guirao-Goris, S. (2015). Utilidad y tipos de revisión de la literatura. *ENE Revista de Enfermería (Vol. 9)*. doi: 10.4321/S1988-348X2015000200002

Hansen, M. C., Potapov, P. V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850-853. doi: 10.1126/science.1244693

Henderson, P. (2018). Ecological Effects of Electricity Generation, Storage and Use. ISBN: 9781786392022

Huntingford, C., Zelazowski, P., Galbraith, D., Mercado, L. M., Sitch, S., Fisher, R., ... Cox, P. M. (2013). Simulated resilience of tropical rainforests to CO2-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6, 268. doi: 10.1038/ngeo1741

Instituto del Bien Común (2016). Tierras Comunales: Más que Preservar el Pasado es Asegurar el Futuro. El Estado de las comunidades indígenas en el Perú - Informe 2016. Instituto del Bien Común. ISBN: 978-612-47041-2-3

Instituto de investigaciones de la Amazonía Peruana (1998). Delimitación del territorio amazónico con criterio ecológico y criterio hidrográfico. Perú: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Recuperado de: <http://repositorio.iiap.org.pe/handle/IIAP/204> [Último acceso: 13 de enero de 2019].

Instituto de la Amazonía Peruana y el Ministerio del Ambiente (2011). MINERÍA AURÍFERA EN MADRE DE DIOS Y CONTAMINACIÓN CON MERCURIO, una bomba de tiempo. ISBN: 978-612-45818-7-8.

Instituto Nacional de Estadística e Informática (2009). *II Censo de Comunidades Indígenas de la Amazonía Peruana 2007 Resultados Definitivos*. Extraído de: <http://proyectos.inei.gob.pe/web/biblioineipub/bancopub/Est/Lib0860/index.htm>

Instituto Nacional de Estadística e Informática (2018a). *III Censo de Comunidades Nativas 2017 Resultados Definitivos*. Extraído de: [https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones\\_digitaes/Est/Lib1598/](https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitaes/Est/Lib1598/)

Instituto Nacional de Estadística e Informática (2018b). *PBI de los departamentos, según actividades económicas 2007-2017*. Extraído de:

<https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/pbi-de-los-departamentos-segun-actividades-economicas-9110/>

Instituto Nacional de Estadística e Informática (2018c). *Perú: Indicadores de Empleo e Ingreso por departamento 2007-2017*. Recuperado de: [https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones\\_digitales/Est/Lib1537/libro.pdf](https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1537/libro.pdf)

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2014a). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [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 and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2014b) *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2001). *Cambio Climático 2001: La base científica - Contribución del Grupo de trabajo I al Tercer informe de evaluación del IPCC 2001*.

Kahhat, R., Parodi, E., Larrea-Gallegos, G., Mesta, C., & Vázquez-Rowe, I. (2019). Environmental impacts of the life cycle of alluvial gold mining in the Peruvian Amazon rainforest. *Science of the Total Environment*, 662, 940–951. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.246

Klepper, G. (13 September 2018). *How to deal with indirect land use change?* Cologne.

Khanna, J., Medvigy D., Fueglistaler S., & Walko, R. (2017). Regional dry-season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. *Nature Climate Change*, 7, 200. doi: 10.1038/nclimate3226

Kastens, J.H., Brown, J.C., Coutinho, A.C., Bishop, C.R., Esquerdo, J.C.D.M. (2017). Soy moratorium impacts on soybean and deforestation dynamics in Mato Grosso, Brazil. *PLoS ONE* 12(4): e0176168. doi: 10.1371/journal.pone.0176168

- Koh, L. P., & Wilcove, D. S. (2008). Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters*, 1(2), 60–64. doi: 10.1111/j.1755-263X.2008.00011.x
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465–3472. doi: 10.1073/pnas.1100480108
- Larrea-Gallegos, G., Vázquez-Rowe, I., & Gallice, G. (2017). Life cycle assessment of the construction of an unpaved road in an undisturbed tropical rainforest area in the vicinity of Manu National Park, Peru. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(7), 1109–1124. doi: 10.1007/s11367-016-1221-7
- Laurance, W. F. (1998). A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 411–415. doi: 10.1016/S0169-5347(98)01433-5
- Laurance, W. F., & Balmford, A. (2013). A global map for road building. *Nature*, 495, 308. doi: 10.1038/495308a
- Laurance, W.F., Laurance, S.G. & Delamonica, P. (1998). Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management*. 110, 173–180. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00291-6.
- Laurance, W. F., Goosem, M. & Laurance, S. G. W. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 (12), 659–669. doi: 10.1016/j.tree.2009.06.009
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., ... Lovejoy, T. E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144(1), 56–67. doi: 10.1016/j.biocon.2010.09.021
- Laurance, W. F., Clements, G. R., Sloan, S., O'Connell, C. S., Mueller, N. D., Goosem, M., ... Arrea, I. B. (2014). A global strategy for road building. *Nature*, 513, 229. doi: 10.1038/nature13717
- Laurance, W. F., Peletier-Jellema, A., Geenen, B., Koster, H., Verweij, P., Van Dijck, P., ... Van Kuijk, M. (2015). Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Current Biology*, 25(7), R259–R262. doi: 10.1016/j.cub.2015.02.050



Lawrence, D., & Vandecar, K. (2014). Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5, 27. doi: 10.1038/nclimate2430

Ley N° 30723. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 22 de enero de 2018.

Ley N° 30754. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 18 de abril de 2018.

Lima, L.S., Coe, M.T., Soares Filho, B.S., Cuadra, S., Livia, C.P., Costa, M., ... Rodrigues, H. (2014). Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landscape Ecol* 29: 261-274. doi: 10.1007/s10980-013-9962-1

Lo Lau, J. (9 de setiembre de 2017). Amazonía peruana: tierra de todos y de nadie. Mongabay. Recuperado de: <https://es.mongabay.com/2017/09/amazonia-peruana-tierra-todos-nadie/>

Lovejoy, T. E. & Nobre, C. (2018). Amazon Tipping Point. *Science Advances* 4 (2), eaat2340. doi: 10.1126/sciadv.aat2340

Lucich, I., Villena, M. G. & Quinteros, M. J. (2015). Transportation costs, agricultural expansion and tropical deforestation: Theory and evidence from Peru. *Ciencia e investigación agraria*, 42(2), 153-169. doi: 10.4067/S0718-16202015000200003

Mäki, S., Kalliola, R., & Vuorinen, K. (2001). Road construction in the Peruvian Amazon: Process, causes and consequences. *Environmental Conservation*, 28(3), 199-214.

Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W., & Nobre, C. A. (2008). Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319(5860), 169 LP-172. doi: 10.1126/science.1146961

Malky, A., Reid, J., Barr, R., Ledezma, J. C. (2013). Roads Filter: Identifying High-Risk Road Development in the Amazon Basin. *Conservation Policy in Brief, January 2013* (14).

Mandle, L., Tallis, H., Sotomayor, L., & Vogl, A. (2015). Who loses? Tracking ecosystem service redistribution from road development and mitigation in the Peruvian Amazon. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 309-315. doi: 10.1890/140337

Martinez, S. (Pluspetrol) (2015). Proyecto GAS DE CAMISEA. Perú. En Integración de la biodiversidad, servicios ecosistémicos y la planificación de la gestión de paisajes en proyectos de infraestructura sostenible (III). IAIA Special Symposium.

Mega-Infraestructura Sostenible y Evaluación de Impactos. Recuperado de: [https://conferences.iaia.org/panama/proceedings/Proyecto\\_Gas\\_de\\_CAMISEA\\_Per\\_u.pdf](https://conferences.iaia.org/panama/proceedings/Proyecto_Gas_de_CAMISEA_Per_u.pdf) [Último acceso 23 de mayo de 2019]

Marx, E. (Octubre 29 de 2018). Fightback against deforestation in Africa focuses on small farmers. Ethical Corporation. Recuperado de: <http://www.ethicalcorp.com/fightback-against-deforestation-africa-focuses-small-farmers> [Último acceso Febrero 5, 2019]

McSweeney, K., Nielsen, E. A., Taylor, M. J., Wrathall, D. J., Pearson, Z., Wang, O., & Plumb, S. T. (2014). Drug Policy as Conservation Policy: Narco-Deforestation. *Science*, 343(6170), 489-490. doi: 10.1126/science.1244082

Meijaard, E., Morgans, C., Msi, H., Abram, N., & Ancrenaz, M. (2017). An impact analysis of RSPO certification on Borneo forest cover and orangutan populations.

Meijaard, E., Garcia-Ulloa, J., Sheil, D., Wich, S.A., Carlson, K.M., Juffe-Bignoli, D., and Brooks, T.M. (eds.) (2018). Oil palm and biodiversity. A situation analysis by the IUCN Oil Palm Task Force. IUCN Oil Palm Task Force Gland, Switzerland: IUCN. xiii + 116pp.

Meyfroidt, P., Rudel, T. K., & Lambin, E. F. (2010). Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(49), 20917-20922. doi: 10.1073/pnas.1014773107

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press. ISBN: 1597260401.

Ministerio de Transportes y Comunicaciones (2006). Reglamento Nacional de Gestión de Infraestructura vial.

Ministerio de Transportes y Comunicaciones (2012). Sistema nacional de carreteras del Perú - Situación al 31/12/2012. Informe Técnico – GTT (\*) II Semestre Dic. 2012. MEMORANDUM (M) N° 008-2013-MTC/02.

Ministerio de Obras Públicas de Indonesia (2017). Length of Road by Type of Surface, 1957–2015 (Km). November, 2017, 2015. Indonesian Ministry of Public Works (MoPW) and Public Works Agencies of Provincial/Regency/Municipal Governments. Recuperado de: <https://www.bps.go.id/linkTableDinamis/view/id/820>.

Ministerio del Ambiente (2011). Ley del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental y su Reglamento. Depósito Legal en la Biblioteca Nacional del Perú N°

20115817. Recuperado de: <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2013/10/Ley-y-reglamento-del-SEIA1.pdf>

Ministerio del Ambiente (2015a). Mapa nacional de cobertura vegetal: memoria descriptiva. Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. Lima: MINAM, 2015. 100.

Ministerio del Ambiente (2015b). Memoria descriptiva del mapa de bosque/no bosque año 2000 y mapa de pérdida de los bosques húmedos amazónicos del Perú, 2000-2011. Lima: MINAM: 2015.

Ministerio del Ambiente (2015c). Quinto Informe Nacional ante el convenio sobre la Diversidad Biológica: Perú (2010-2013). Lima: Ministerio del Ambiente.

Ministerio del Ambiente (2016a). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) con año base 2012. Recuperado de: <http://infocarbono.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2016/03/2012.pdf>

Ministerio del Ambiente (2016b). ¿Por qué no debe aprobarse el pre dictamen de insistencia de la ley sobre la carretera de Madre de Dios, tramo Nuevo Edén - Boca Manu - Boca Colorado? Ministerio del Ambiente. Recuperado de: <http://www.minam.gob.pe/wpcontent/uploads/2016/02/Dossier-Carretera-BocaManu.pdf>. [Último acceso: 31 de agosto de 2018].

Ministerio del Ambiente (2019). Contenidos mínimos para la elaboración del primer resumen de información de cómo se aborda y respeta las salvaguardas para REDD+ en el Perú. Recuperado de: [http://www.minam.gob.pe/cambioclimatico/wp-content/uploads/sites/127/2019/01/Indice-comentado\\_Resumen-de-Informaci%C3%B3n\\_10.01.19.pdf](http://www.minam.gob.pe/cambioclimatico/wp-content/uploads/sites/127/2019/01/Indice-comentado_Resumen-de-Informaci%C3%B3n_10.01.19.pdf)

Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P. & Mittermeier, C.G. (Eds) (1997). Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations. CEMEX and Agrupacion Sierra Madre, Monterrey, Mexico and Mexico City, Mexico. 501 pp.

Mwangi, M. H., Lariu, P., Julich, S., Patil, D. S., McDonald, A. M., & Feger, K.-H. (2018). Characterizing the Intensity and Dynamics of Land-Use Change in the Mara River Basin, East Africa. *Forests*. doi: 10.3390/f9010008

Novoa, S., Fuentes, M. T., Finer, M., Pena, N. & Julca, J. (2015). Proliferación de Carreteras Forestales en la Amazonía Peruana. MAAP:18. Recuperado de:

<https://maaproject.org/2015/maap18-carreteras-forestales/> [Último acceso: 30 de octubre de 2018].

Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito y la Comisión Nacional para el Desarrollo y Vida sin Drogas (2018). Perú: Monitoreo de Cultivos de Coca, 2017. Recuperado de: [https://www.unodc.org/documents/crop-monitoring/Peru/Peru\\_Monitoreo\\_de\\_Cultivos\\_de\\_Coca\\_2017\\_web.pdf](https://www.unodc.org/documents/crop-monitoring/Peru/Peru_Monitoreo_de_Cultivos_de_Coca_2017_web.pdf)

Oficio N° 662-2017-DM/MC. Lima, Perú, 4 de diciembre de 2017.

Oliveira, P. J. C., Asner, G. P., Knapp, D. E., Almeyda, A., Galván-Gildemeister, R., Keene, S., ... Smith, R. C. (2007). Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science*, 317(5842), 1233-1236. doi: 10.1126/science.1146324.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2012). Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 Update. Forest Resources Assessment Working Paper 179. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2013). FAOSTAT. Roma, Italia. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en/#data> [Último acceso Febrero 5, 2019].

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2015). Global Forest Resources Assessment 2015. ISBN: 9789251088265

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2017). FAOSTAT. Roma, Italia. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en/#data> [Último acceso Febrero 5, 2019].

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2018). The State of the World's Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development. Rome. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., ... Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988-993. doi: 10.1126/science.1201609

Perz, S. G., Caldas, M. M., Arima, E., & Walker, R. J. (2007). Unofficial Road-Building in the Amazon: Socioeconomic and Biophysical Factors. *Development and Change*, 38 (3), 529-551. doi: 10.1111/j.1467-7660.2007.00422.x

Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., ... Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332), eaai9214. doi: 10.1126/science.aai9214

Pfaff, A., Robalino, J., Walker, R., Aldrich, S., Caldas, M., Reis, E., ... Kirby, K. (2007). Road Investments, Spatial Spillovers, and Deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science*, 47. doi: 10.1111/j.1467-9787.2007.00502.x

Pfaff, A., Barbieri, A., Ludewigs, T., Merry, F., Perz, S. & Reis, E. (2009). Road Impacts in Brazilian Amazonia. *Washington DC American Geophysical Union Geophysical Monograph Series*, 186. doi: 10.1029/2008GM000737

Pfaff, A., Robalino, J., Reis, E. J., Walker, R., Perz, S., Laurance, W., ... Kirby, K. (2018). Roads & SDGs, tradeoffs and synergies: learning from Brazil's Amazon in distinguishing frontiers. *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal*, 12 (2018-11). doi: 10.5018/economics-ejournal.ja.2018-11

Porter-Bolland, L., Ellis, E. A., Guariguata, M. R., Ruiz-Mallén, I., Negrete-Yankelevich, S., & Reyes-García, V. (2012). Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268, 6–17. doi: 10.1016/J.FORECO.2011.05.034

Portillo, Z. (16 de noviembre de 2018). Detectan vacíos científicos en proyecto de hidrovía amazónica. *Sci Dev*. Recuperado de: <https://www.scidev.net/america-latina/medio-ambiente/noticias/detectan-vacios-cientificos-en-proyecto-de-hidrovia-amazonica.html>.

Prensa Congreso (14 de setiembre de 2012). Debaten sobre propuesta de carretera Purús-Iñapari. Congreso de la República. Recuperado: <http://www2.congreso.gob.pe/Sicr/Prensa/heraldo.nsf/CNtitulares2/531ba123ba052ce305257a79007ae1eb/?OpenDocument> [Último acceso: 4 de mayo de 2019]

Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático (2017). Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del cambio climático del Ministerio del Ambiente. Lima: Programa Bosques. Disponible en: [www.bosques.gob.pe](http://www.bosques.gob.pe).

Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del cambio climático del Ministerio del Ambiente (2018). Boletín 02: Alertas tempranas de

deforestación (ATD) - Especial: apertura de caminos en el bosque amazónico -  
Período: 2017. Recuperado de:  
[http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/descargas\\_geobosque/alerta/boletin/Boletin-ATD-Nro2-2018.pdf](http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/descargas_geobosque/alerta/boletin/Boletin-ATD-Nro2-2018.pdf)

Rainforest Foundation Norway and GRID-Arendal (2014). State of the rainforest 2014. Oslo, Norway.

Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (2012). Amazonia Bajo Presion. São Paulo : Instituto Socioambiental, 2012.

Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada & InfoAmazonia (2018). Looted Amazon. Recuperado de:  
<https://saqueada.amazoniasocioambiental.org/story>

Ravikumar, A., Sears, R., Cronkleton, P., Menton, M. y Perez-Ojeda del Arco, M. (2016). ¿Es la agricultura de pequeña escala realmente el impulsor principal de la deforestación en la Amazonía peruana? Más allá de la narrativa predominante. Bogor, Indonesia: CIFOR.

República del Perú (2015). Contribución Prevista y Determinada a Nivel Nacional (INDC) de la República del Perú. Recuperado de: <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/09/ESPA%C3%91OL.pdf>

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., ... Yu, T.-H. (2008). Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science*, 319(5867), 1238-1240. doi: 10.1126/science.1151861

Sedano, F., Silva, J. A., Machoco, R., Meque, C. H., Siteo, A., Ribeiro, N., ... Tucker, C. J. (2016). The impact of charcoal production on forest degradation: a case study in Tete, Mozambique. *Environmental Research Letters*, 11(9), 094020. doi: 10.1088/1748-9326/11/9/094020

Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (2017). Mapa concesiones forestales 2017. Recuperado de: <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2017/07/mapa-concesiones-24-07-2017.pdf>

Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (2019). Lista de Áreas Naturales Protegidas 15.02.2019. Recuperado de:

<http://www.sernanp.gob.pe/documents/10181/165150/Lista+ANP+15.02.2019.pdf/1100a8c2-ebce-4678-87b5-8b28eca26840>

Sierra-Praeli, Y. (12 de noviembre de 2018). Perú perdió dos millones de hectáreas de bosques primarios en dos décadas. *Mongabay*. Recuperado de: <https://es.mongabay.com/2018/11/peru-bosques-primarios-deforestacion/>

Sloan, S., Campbell, M. J., Alamgir, M., Collier-Baker, E., Nowak, M. G., Usher, G., & Laurance, W. F. (2018). Infrastructure development and contested forest governance threaten the Leuser Ecosystem, Indonesia. *Land Use Policy*, 77, 298–309. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.05.043

Soares-Filho, B., & Rajão, R. (2018). Traditional conservation strategies still the best option. *Nature Sustainability*, 1(11), 608–610. doi: 10.1038/s41893-018-0179-9

Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Vera-Diaz, M. C., Rivero, S., ... & Voll, E. (2004), Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 10, 745-764. doi: 10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x

Sobrevila, C. (2008). The role of indigenous peoples in biodiversity conservation. The natural but often forgotten partners. Washington, DC: International Bank for Reconstruction and Development/World Bank. Disponible en: <https://siteresources.worldbank.org/INTBIODIVERSITY/Resources/RoleofIndigenousPeoplesinBiodiversityConservation.pdf> [Último acceso 24 de febrero de 2019]

Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J., & Soares-Filho, B. S. (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, 8(1), 1013. doi: 10.1038/s41467-017-00557-w

Spracklen, D. V. & Garcia-Carreras, L. (2015). The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall, *Geophys. Res. Lett.*, 42, 9546–9552, doi: 10.1002/2015GL066063.

Strand, J., Soares-Filho, B., Costa, M. H., Oliveira, U., Ribeiro, S. C., Pires, G. F., ... Toman, M. (2018). Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 1(11), 657–664. doi: 10.1038/s41893-018-0175-0

Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödiger, E., ... Huth, A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554, 519. doi: 10.1038/nature25508

ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., ... Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342(6156), 1243092. doi: 10.1126/science.1243092

Thomas, S. C., & Baltzer, J. L. (2002). Tropical Forests. ELS. doi: 10.1038/npg.els.0003179

Transport & Environment (2016). Globiom: La base para la política europea de biocarburantes a partir de 2020. *Transport & Environment*. Traducción al español: Ecologistas en Acción. Recuperado de: <https://spip.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf/tye-globiom.pdf>

Usher, A. (2013). Mining in Indonesia taking a heavy social, environmental toll. Mongabay. Recuperado de: <https://news.mongabay.com/2013/06/mining-in-indonesia-taking-a-heavy-social-environmental-toll/>. "

Verán-Leigh, D., & Vázquez-Rowe, I. (2019). Life cycle assessment of run-of-river hydropower plants in the Peruvian Andes: a policy support perspective. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. doi: 10.1007/s11367-018-01579-2

Vergopolan, N., & B. Fisher, J. (2016). The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. *International Journal of Remote Sensing (Vol. 37)*. doi: 10.1080/01431161.2016.1232874

Víctor-San Román, J.(1994). *Perfiles históricos de la Amazonía peruana*. Segunda edición: Rodríguez, M., & García, J. Iquitos: CETA. ISBN 84-89295-80-8.

Vijay, V., Reid, C. D., Finer, M., Jenkins, C. N., & Pimm, S. L. (2018). Deforestation risks posed by oil palm expansion in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 13(11), 114010. doi: /10.1088/1748-9326/aae540

Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P. H., Rosales, M., Ibrahim, M., & Steinfeld, H. (2007). Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, 17(1), 86–104. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2006.03.007



Williams, A. (2019). Brazil closes 2018 with largest-ever beef volume exports. Global Mest. Recuperado de: <https://www.globalmeatnews.com/Article/2019/01/22/Largest-ever-beef-exports-by-volume-for-Brazil> [Último acceso Febrero 10, 2019]

Wolf, J., Asrar, G. R., & West, T. O. (2017). Revised methane emissions factors and spatially distributed annual carbon fluxes for global livestock. *Carbon Balance and Management*, 12(1), 16. doi: 10.1186/s13021-017-0084-y

Woolley, J. (Enero 31 de 2009). How cattle ranches are chewing up the Amazon rainforest. Greenpeace. Recuperado de: <https://www.greenpeace.org.uk/how-cattle-ranching-chewing-amazon-rainforest-20090129/> [Último acceso Febrero 1, 2019]

