



FOLIA
Amazónica

Revista del Instituto de Investigaciones
de la Amazonía Peruana

IMPACTO DE LA CONSTRUCCIÓN DE LA CARRETERA IQUITOS-SARAMIRIZA SOBRE LOS BOSQUES Y TURBERAS DEL RÍO TIGRE, LORETO, PERÚ

Eurídice N. HONORIO CORONADO^{1*}, Armando MERCADO TORRES²,
Dennis DEL CASTILLO TORRES¹, Nállarett DÁVILA CARDOZO¹,
Manuel MARTÍN BRAÑAS¹, Sandra RÍOS TORRES², Timothy R. BAKER³,
Mariana MONTOYA²

¹ Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), Av. Abelardo Quiñonez km 2.5, Loreto, Perú.

² Wildlife Conservation Society Peru, Lima, Perú.

³ School of Geography, Universidad de Leeds, Leeds, UK.

* Correo electrónico: eurihc@yahoo.com

RESUMEN

El proyecto de infraestructura que busca conectar Iquitos con Saramiriza incluye la construcción de una nueva carretera asfaltada de ca. 350 km a lo largo del río Tigre en la región Loreto. Este proyecto es una amenaza para la conservación de una de las áreas más extensas de bosque tropical del planeta y de las turberas más extensas y profundas de la cuenca amazónica. En este estudio, enfocado en el segundo tramo Huambé-Marsella, usamos un escenario habitual sin carretera (“business as usual”) y un escenario con carretera para mostrar cómo la construcción de la carretera conduciría a la pérdida substancial de la cobertura de bosques y aumentaría las emisiones de CO₂. La pérdida actual de la cobertura de bosques en la zona de influencia de 20 km alrededor del tramo de carretera Huambé-Marsella, estimada al 2018, fue de 3,4 %. Utilizando una red neuronal de perceptrones multicapas (MLP), estimamos una deforestación de 80 071,11 ha y emisiones de 35,55 Mt CO₂-eq para el periodo 2019-2064 en el escenario habitual, mientras el escenario con la carretera generaría la mayor pérdida de bosques (303 248,79 ha) y emisiones (135,56 Mt CO₂ eq). Evitar la construcción de la carretera a lo largo del río Tigre prevendría la pérdida de 83 462,58 ha de

bosques y la emisión de 41,49 Mt CO₂-eq del 2019 al 2030. Por lo tanto, el estado peruano debe evaluar propuestas alternativas de transporte para la zona. Por ejemplo, servicios con una flota fluvial mejorada podrían ser utilizados para el transporte de carga y personas, mientras un servicio de aerotaxis podría también ayudar a atender las necesidades de las comunidades indígenas y pobladores ribereños. El cumplimiento de los compromisos internacionales para reducir la emisión de gases de efecto invernadero será potencialmente imposible si se construye la carretera, debido a que se estima que las emisiones nacionales aumentarían en 1,31 % del 2019 al 2030. La inversión no realizada en la carretera podría subvencionar el uso de una flota fluvial moderna, el servicio de aerotaxis y la implementación de medidas de conservación y manejo sostenible de los bosques y turberas amazónicas del río Tigre.

PALABRAS CLAVE: aguaje, deforestación, emisiones de gases de efecto invernadero, aprovechamiento sostenible, turba.

IMPACT OF THE CONSTRUCTION OF THE SARAMIRIZA-IQUITOS ROAD ON FORESTS AND PEATLANDS IN THE RIO TIGRE, LORETO, PERU

ABSTRACT

New infrastructure that seeks to connect Iquitos with Saramiriza includes building a ~350-km paved road alongside the Tigre river in Loreto. This project is a threat to the conservation of one of the largest areas of tropical forest on the planet and the largest and deepest peatlands in the Amazon basin. In this study, focused on the second section of the proposed road (Huambé – Marsella), we used a “business-as-usual” scenario (BAU) and a “road” scenario to show that road construction would lead to substantial loss of forest cover and increase CO₂ emissions. The current loss of forest cover in a buffer zone of 20 km around the Huambé-Marsella road, estimated up to 2018, was 3.4 %. Using a multi-layer perceptron (MLP) neural network, we estimated deforestation of 80 071.11 ha and emissions of 35.55 Mt CO₂-eq for the period 2019-2064 in the BAU scenario, while the scenario with the construction of the road would generate greater loss of forests (303 248.79 ha) and higher emissions (135.56 Mt CO₂-eq). Avoiding the construction of the road alongside the Tigre river would therefore prevent the loss of 83 462.58 ha of forests and the emission of 41.49 Mt CO₂-eq from 2019 to 2030. Therefore, the Peruvian government should assess alternative proposals for transportation in this area. For example, improved fluvial boat

services could be used for the transport of cargo and people, while an air taxi service could also help to meet the needs of indigenous communities and riverine settlers. Compliance with international commitments to reduce greenhouse gas emissions will potentially be impossible if the road is constructed as it is estimated that will increase national emissions by 1.31 % from 2019 to 2030. The funds saved from not constructing the road could subsidize the use of a modern river fleet, the air taxi service and the implementation of conservation strategies and sustainable management of the Amazonian forests and peatlands of the Tigre river.

KEYWORDS: aguaje, deforestation, greenhouse gas emissions, sustainable use, peat.

INTRODUCCIÓN

Los bosques amazónicos peruanos son reconocidos por su importancia en la mitigación del cambio climático debido a su potencial en el almacenamiento del carbono en la biomasa y el suelo y la remoción de los gases de efecto invernadero de la atmósfera (Baker *et al.*, 2019; Vicuña *et al.*, 2019). Sin embargo, las carreteras son uno de los principales promotores de su afectación, al incrementar el acceso a los bosques que son tumbados y quemados para la expansión de áreas agrícolas y urbanas (Mäki *et al.*, 2001; Hyman & Barona, 2010; Sánchez Cuervo *et al.*, 2020). En la región Loreto, el nuevo proyecto de infraestructura que busca conectar la “aislada” ciudad de Iquitos con las ciudades de la sierra y la costa peruana presenta 800 km de longitud y está dividida en cinco tramos (1) Iquitos-Huambé, sobre la carretera preexistente camino a Nauta km 85, (2) Huambé-Marsella, un centro logístico petrolero sobre el Río Tigre, y donde se propone construir una nueva carretera de 350 km de longitud, (3) Marsella-Nuevo Andoas, aprovechando un camino preexistente de servicio a pozos petroleros de ca. 100 km de longitud y (4) Nuevo Andoas-Saramiriza, donde se propone construir una nueva carretera de 275 km de longitud. Este proyecto tendrá un alto costo de inversión y mantenimiento, y se estima que generará un alto impacto socioambiental, con una pérdida adicional de 35 961 hectáreas de bosque al 2030 en una zona de influencia de 20 km, y nuevos conflictos sociales (Vilela *et al.*, 2020). El acceso a los territorios de las comunidades amazónicas antes inaccesibles favorece que la pérdida de los valores, prácticas y conocimientos sobre el manejo y conservación de los recursos se acelere (Martín *et al.*, 2019). Entender la magnitud del impacto de una nueva carretera es necesario para evaluar otras alternativas de transporte que mejoren la conexión con las

ciudades amazónicas, así como actividades económicas viables que mantengan los bosques en pie y sus servicios ecosistémicos, permitiendo que la región Loreto sea resiliente ante el cambio climático (Blanco-Gutiérrez *et al.*, 2019).

La pérdida de la cobertura de bosque en la región Loreto aumentó en las dos últimas décadas, perdiendo 96 922 hectáreas en el periodo 2001-2006, 142 522 hectáreas en el periodo 2007-2012 y 190 838 hectáreas en el periodo 2013-2018 (MINAM, 2019a). La apertura de una nueva carretera aumentaría la tasa de deforestación y promovería otros problemas relacionados como el tráfico de tierras, el incremento de la tala ilegal, la minería ilegal, los cultivos ilegales, la degradación de ecosistemas frágiles, entre otros. Los impactos de la construcción de una carretera no son ajenos a la región Loreto. Se cuenta con un registro histórico de lo ocurrido en el área de influencia de la carretera Iquitos-Nauta, cuya construcción inició en los años 70s y se extendió durante casi 30 años (Mäki *et al.*, 2001). La deforestación de los bosques fue ocasionada por un incremento en la ocupación poblacional, la extracción irracional de los recursos y la escasa aplicación y cumplimiento de políticas adecuadas de uso del territorio. Los ecosistemas frágiles, como los varillales de arena blanca, fueron explotados para la extracción de madera redonda y en muchos casos destruidos debido a la extracción del sustrato mineral (arena) para la industria de la construcción (Mäki *et al.*, 2001).

Los bosques en Loreto cubren una extensión de más de 35 millones de hectáreas y representan el 51 % de los bosques amazónicos del Perú (MINAM, 2019a). En particular, los bosques de colinas altas presentan alta densidad de carbono almacenado sobre el suelo a nivel nacional (Asner *et al.*, 2014), mientras los ecosistemas de turberas acumulan materia orgánica parcialmente descompuesta (turba) debajo del suelo y tienen

la más alta concentración de carbono en toda la cuenca amazónica (Lähteenoja *et al.*, 2009, 2012; Draper *et al.*, 2014). La perturbación antrópica de los bosques y turberas debido a la remoción de la cobertura vegetal y/o el drenaje del agua promueve la emisión de gases de efecto invernadero, debido a la quema de la biomasa y la descomposición de la materia orgánica del suelo y la turba, contribuyendo al calentamiento global (Baker *et al.*, 2019). En Perú, se estima que la conversión de los bosques amazónicos a usos agrícolas generó la emisión de 104,3 Mt CO₂-eq, lo que corresponde al 45 % de las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero (MINAM, 2019b). En Indonesia, se estima que quedan solo 29 % de las turberas naturales y su conversión en plantaciones de palma aceitera y acacia, para la producción de pulpa y papel, ha contribuido con el 38 % de las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero (Warren *et al.*, 2017). Sin embargo, la región Loreto aún presenta extensas áreas de bosques y turberas, almacenando 3 685,1 Mt C en la vegetación que se encuentra arriba del suelo (Asner *et al.*, 2014) y 3 140 Mt C en las turberas de la cuenca del Pastaza-Marañón que consideran la vegetación arriba y la turba debajo del suelo (Draper *et al.*, 2014). Por lo tanto, evitar la conversión de los bosques y turberas en Loreto es importante para mantener el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono.

Las áreas naturales protegidas nacionales y regionales, así como los territorios de las comunidades indígenas y algunas comunidades ribereñas en Loreto albergan grandes extensiones de bosques conservados donde se desarrolla un conjunto de actividades de protección y uso sostenible de los recursos (Oliveira *et al.*, 2007; Blackman *et al.*, 2017). Es así, que los bosques de Loreto representan una de las áreas más extensas y persistente de bosque tropical del planeta (Watson *et al.*, 2018). Contribuyen con el bienestar

de las poblaciones indígenas y ribereñas de Loreto (Martín *et al.*, 2019) y la humanidad a nivel global al proveer bienes y servicios como alimentos, materias primas, la captura y almacenamiento del carbono y la regulación del clima (Foley *et al.*, 2007; Laurance *et al.*, 2009). La construcción de una nueva carretera es una amenaza para la conservación de estos bosques y el bienestar de las comunidades amazónicas. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue evaluar cómo la pérdida de bosques incrementaría las emisiones de CO₂ a la atmósfera bajo dos escenarios de deforestación, con presencia y sin presencia de una nueva carretera asfaltada en el tramo dos (Huambé-Marsella) a lo largo del río Tigre. Asimismo, discutimos los impactos que generaría la nueva carretera y las alternativas existentes al poder negociar el carbono de las emisiones nacionales evitadas si esta carretera no se llevara a cabo. Finalmente, discutimos las oportunidades de la zona de estudio para el uso sostenible del territorio que asegure el mantenimiento de los bosques y turberas amazónicas en pie.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Establecimos un área de influencia de 20 km alrededor de los 349,63 km de tramo de carretera que propone unir las comunidades de Huambé y Marsella, ubicadas en los distritos de San Juan Bautista y Tigre, en el departamento de Loreto (Provias Descentralizado, 2019). Esta área de influencia que va a lo largo del tramo propuesto cubre 1 500 405,21 hectáreas y representa el área de influencia promedio de las carreteras asfaltadas existentes en la Amazonía peruana, como la carretera Iquitos-Nauta en el departamento de Loreto y la carretera interoceánica en el departamento de Madre de Dios. La fisiografía del área de estudio es

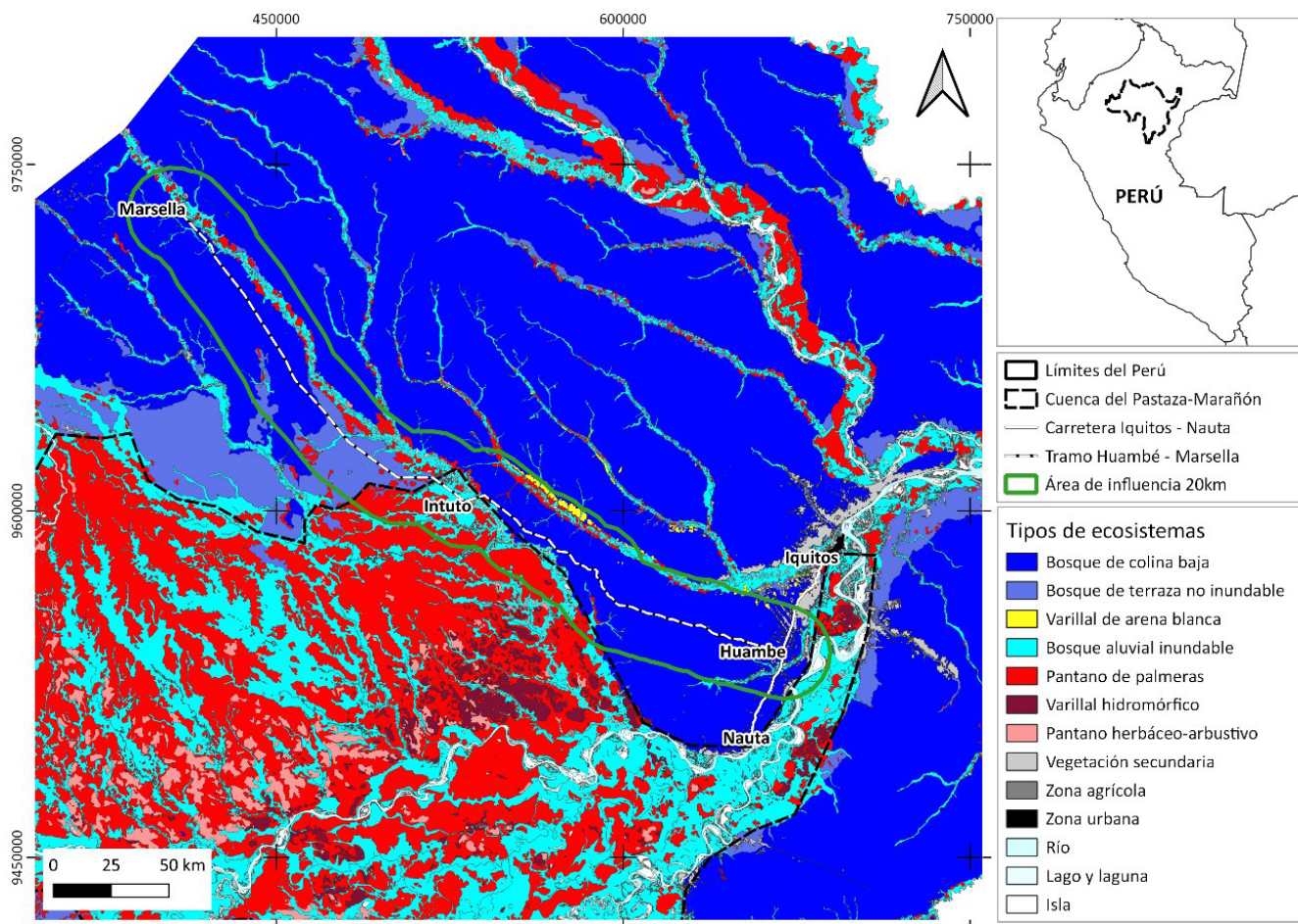


Figura 1. Tipos de ecosistemas en el área de influencia del tramo de carretera Huambé – Marsella a lo largo del río Tigre, Perú. El mapa de ecosistemas del MINAM (2019c) incluye el varillal hidromórfico de Draper et al. (2014).

principalmente ondulada, y existen diversos tipos de ecosistemas sobre colinas bajas, terrazas altas, aluvial inundable y turberas (Figura 1). El clima es cálido y húmedo, con 2,860 mm de precipitación anual y temperatura promedio máxima y mínima de 31,5° C y 21,9° C, según los datos obtenidos del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología para la estación de Mazán para el periodo 1992-2013.

COBERTURA Y PÉRDIDA DE BOSQUES

Para obtener la cobertura y pérdida de bosques del área de estudio al 2018, utilizamos la plataforma de monitoreo de los cambios sobre la cobertura de los bosques peruanos - GeoBosques (MINAM,

2019a). Esta información es procesada por el Ministerio del Ambiente (MINAM), utilizando imágenes Landsat 8 de 30 m de resolución a partir del 2001 y con un mapa base de bosques/no bosques de la Amazonía peruana al 2000.

Descargamos dos coberturas tipo “ráster” y extrajimos la información utilizando las áreas de influencia de 20 km definidas alrededor del tramo de la carretera Huambé-Marsella y de la carretera Iquitos-Nauta, esta última utilizada como escenario modelo de la presencia de una carretera asfaltada en Loreto (ver abajo). Del primer ráster denominado “Bosque y no bosque 2000 - Pérdida de bosque 2001-2018” extrajimos el área de la pérdida del bosque al 2000 (valor

1 en el ráster), la cobertura de bosque al 2018 (valor 2), los cuerpos de agua (valor 3) y la pérdida total de bosque en el periodo 2001-2018 (valor 4; Figura 2). Del segundo ráster denominado “Pérdida de Bosque 2001-2018” extrajimos el área de pérdida anual de bosques (valores 1 al 18 en el ráster). El área de cada categoría fue obtenida en píxeles y fue convertida a hectáreas, multiplicando el valor por 0,09 debido a que el área de cada píxel fue de 30 m x 30 m.

ESCENARIOS DE DEFORESTACIÓN

Estimamos la tasa de cambio de la cobertura de bosque a no bosque (deforestación) del 2018

a los años 2030, 2046 y 2064 en base al área total del estudio (1 500 405,21 ha), usando dos escenarios de cambio:

- a. Escenario habitual sin carretera o “business as usual” (BAU), donde asumimos que la tasa de deforestación de los bosques a lo largo del río Tigre incrementa linealmente en el tiempo. Para esto utilizamos el incremento lineal de la tasa de pérdida de bosques en el periodo 2001-2018 (Figura 3) y lo proyectamos al 2064.
- b. Escenario con construcción de una carretera (CAR), donde asumimos que la tasa de deforestación de los bosques incrementa considerablemente siguiendo la tendencia de

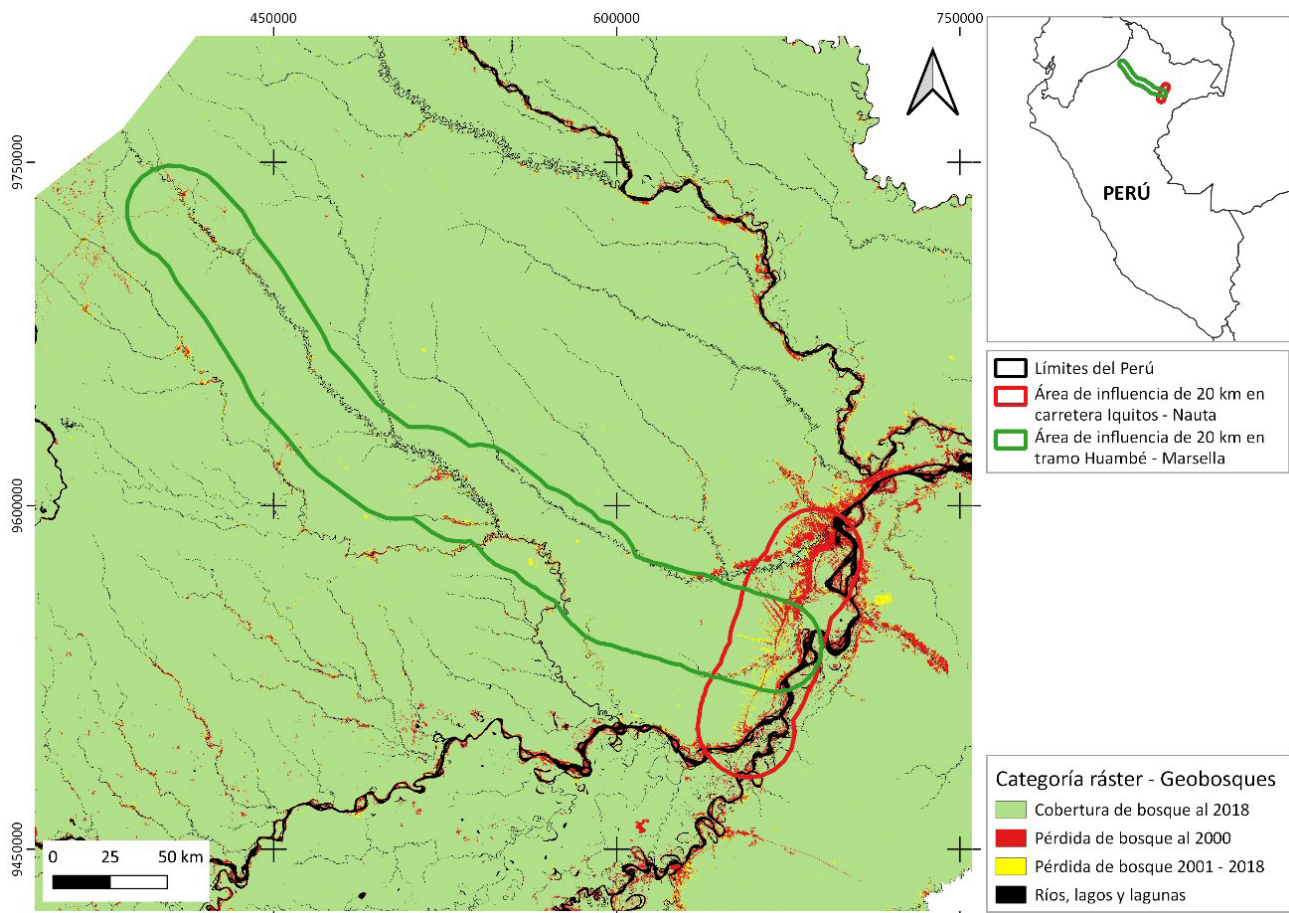


Figura 2. Cobertura y pérdida de bosques en las áreas de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella y de la carretera Iquitos-Nauta, Loreto.

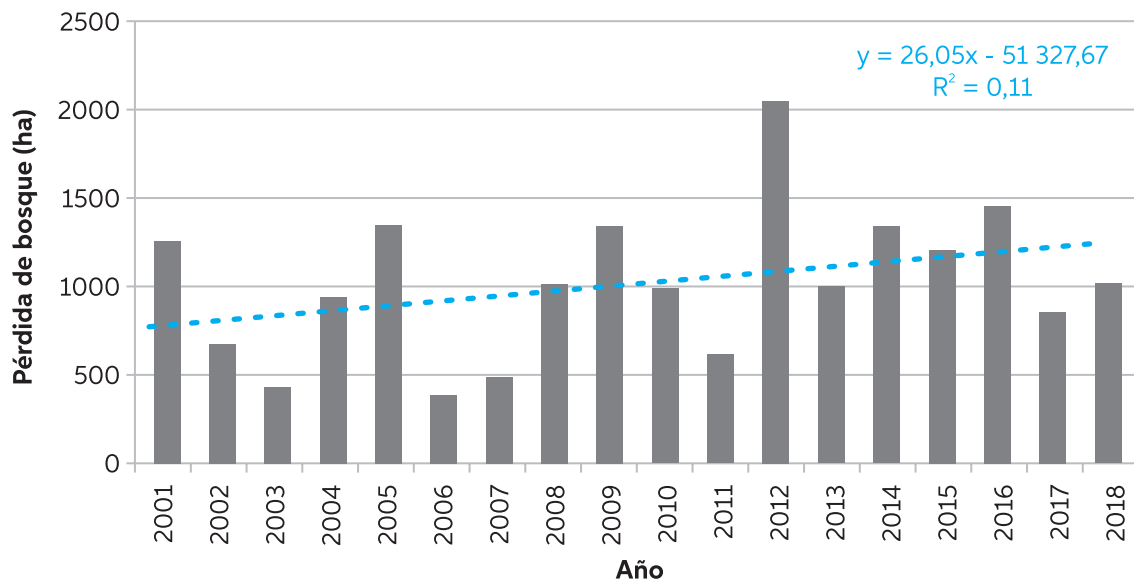


Figura 3. Pérdida anual de bosques registrada en la zona de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella a lo largo del río Tigre, Loreto. La línea azul muestra la relación lineal de pérdida de bosque en el periodo 2001-2018.

la deforestación en el área de influencia de 20 km alrededor de la carretera cercana existente Iquitos-Nauta (Mäki *et al.*, 2001). Para esto, asumimos que el escenario en 1972 en la carretera Iquitos-Nauta, que corresponde al inicio de la construcción de la carretera, es el escenario de la zona de estudio al 2018, donde existe una pérdida de bosque concentrada principalmente en los extremos del tramo, en Huambé y Marsella. Asimismo, asumimos que los porcentajes de pérdida promedio anual de bosques en el área de influencia alrededor de la carretera Iquitos-Nauta en los periodos 1972-1999 (construcción de la carretera) y 2000-2018 (posterior a la construcción) representan las tasas esperadas de deforestación anual en la zona de influencia de 20 km alrededor de la carretera en estudio para los periodos 2018-2045 y 2046-2064, respectivamente.

PREDICCIÓN DE LA DEFORESTACIÓN

Las áreas vulnerables a la pérdida de la cobertura de bosque (transición de bosque a no bosque) en

la zona de estudio fueron determinadas a futuro utilizando el módulo Land Change Modeller (LCM) de Idrisi 17.0 The Selva (Eastman, 2012). Esto nos permitió estimar los porcentajes del área de los diferentes tipos de vegetación que se verían afectados. La transición fue modelada utilizando la red neuronal de perceptrones multicapas (MLP) y los mapas de cobertura de GeoBosques del 2000, 2014 y 2018 (MINAM, 2019a), considerando las categorías de bosque, no bosque y cuerpos de agua. Fueron utilizadas seis variables independientes con potencial para discriminar la vulnerabilidad a la deforestación, tales como la distancia a centros poblados (INEI, 2017), la distancia a ríos navegables (MINEDU, 2019), la distancia a carreteras primarias y secundarias (MTC, 2018), la distancia a áreas deforestadas al 2000, elevación y pendiente obtenidos del SRTM V2 (NASA, 2000).

El entrenamiento del modelo inició utilizando la información de los píxeles que experimentaron transición de bosque a no bosque en los mapas de cobertura del 2000 y 2014 y las variables

independientes. Luego, el desempeño del modelo fue evaluado proyectando la deforestación al 2018 y comparando dicho modelo con el mapa real de cobertura de bosques de Geobosques al 2018 (MINAM, 2019a). El poder de predicción de las variables fue evaluado con el coeficiente de contingencia Cramer's V, mientras el rendimiento del método fue evaluado usando las curvas características de funcionamiento del receptor (ROC).

El modelamiento del potencial de transición al 2030, 2046 y 2064 se realizó utilizando los mapas de cobertura de bosques del 2000 y 2018 y las variables explicativas seleccionadas. Estas proyecciones incluyen la etapa de construcción de la carretera Huambé-Marsella al año del reporte de emisiones nacionales (2030), al año posterior a la construcción asumiendo que demorará un tiempo similar a la carretera Iquitos-Nauta (2046), y 18 años después que incluye el periodo total del presente estudio (2064). Las tasas de probabilidad de cambio de bosque a no bosque fueron ajustadas utilizando los valores de las tasas de cambio estimadas previamente para cada escenario (Tabla 1). En el caso del escenario

Las capas de otras categorías territoriales fueron recopiladas para estimar el porcentaje de deforestación futura que ocurriría dentro de las áreas naturales protegidas, áreas de conservación regional, zonas de amortiguamiento (SERNANP, 2019), comunidades indígenas, comunidades campesinas (DISAFILPA, 2019), concesiones forestales, bosques de producción (SERFOR, 2015) y concesiones petroleras (Petroperú, 2019). Todos los mapas fueron trabajados en QGIS (versión 3.10.2, A Coruña).

ALMACENAMIENTO DE CARBONO

El contenido de carbono de los diferentes tipos de vegetación fue estimado usando dos metodologías (Tabla 2). La primera está basada en el reporte nacional de gases de efecto invernadero del MINAM, donde la biomasa arriba del suelo incluye a todos los individuos con diámetro ≥ 10 cm, y la biomasa debajo del suelo incluye el sistema radicular de los árboles (Biomasa debajo suelo = $0,489 \times \text{Biomasa arriba del suelo}^{0,89}$) y no incluye el carbono orgánico del suelo y la turba (MINAM, 2019b). La biomasa total fue convertida a carbono multiplicando los valores por la

fracción de carbono de 0,47. La segunda metodología está basada en parcelas forestales establecidas en los diferentes tipos de vegetación de Loreto (Draper *et al.*, 2014; Honorio *et al.*, 2015; Sullivan *et al.*, 2017; Bhomia *et al.*, 2018) y contiene nuevos muestreos realizados en la zona de estudio (Honorio *et al.*, 2020). Incluye la biomasa aérea y radicular de todos los

individuos con diámetro ≥ 10 cm y el carbono orgánico del suelo a 2 m de profundidad y en la turba. La biomasa arriba del suelo fue estimada usando 16 parcelas establecidas en pantanos de

Tabla 1. Pérdida de cobertura de bosque y tasa de cambio en el área de influencia del tramo de carretera Huambé – Marsella bajo dos escenarios de deforestación, escenario habitual (BAU) y escenario con carretera (CAR).

Periodo	Pérdida de bosques (ha)		Tasa de cambio	
	BAU	CAR	BAU	CAR
2018-2030	16 913,91	105 789,36	0,0113	0,0705
2018-2046	45 300,86	246 841,83	0,0302	0,1645
2018-2064	85 207,33	322 746,80	0,0568	0,2151

CAR se incluyó un incentivo de 5 km alrededor de la nueva carretera propuesta dándole valor de 1,5, siendo esta área preferida para el cambio del resto de los pixeles del área de estudio.

Tabla 2. Contenido de carbono arriba y debajo del suelo en los diferentes tipos de vegetación reportados en el área de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella.

Tipo de vegetación	Area* (ha)	C arriba del suelo (t C ha ⁻¹)	C debajo del suelo (t C ha ⁻¹)	Carbono total (Mt C)
(α) Usando valores de biomasa arbórea (MINAM, 2019b)				
Bosque de colina baja	915 066,13	111,97	32,59	132,28
B. de terraza no inundable	122 996,19	111,97	32,59	17,78
Varillal de arena blanca	11 511,76	111,97	32,59	1,66
Bosque aluvial inundable	188 234,10	67,39	20,74	16,59
Pantano de palmeras	170 646,80	67,39	20,74	15,04
Varillal hidromórfico	1052,72	67,39	20,74	0,09
Pantano herb.-arbustivo	723,71	67,39	20,74	0,06
TOTAL	1 410 231,42			183,51
(β) Usando valores de biomasa arbórea y carbono en suelo y turba medidos en parcelas forestales en Loreto				
Bosque de colina baja ^{3,5}	915 066,13	125,04	130,72	234,04
B. de terraza no inundable ³	122 996,19	125,04	130,72	31,46
Varillal de arena blanca ³	11 511,76	114,61	119,82	2,70
Bosque aluvial inundable ²	188 234,10	90,02	94,11	34,66
Pantano de palmeras ^{1,4,5}	170 646,80	85,66	929,22	173,19
Varillal hidromórfico ^{1,4,5}	1 052,72	85,49	1,567,24	1,74
Pantano herb.-arbustivo ¹	723,71	0,00	976,32	0,71
TOTAL	1 410 231,42			478,49

*El área restante está representada por cuerpos de agua (40 694,31 ha), zona agrícola y vegetación secundaria (49 479,48 ha).

¹Draper et al. (2014), ²Honorio et al. (2015), ³Sullivan et al. (2017), ⁴Bhomia et al. (2018) y ⁵Honorio et al. (2020).

palmeras, 15 en varillales hidromórficos, nueve en bosques aluviales inundables, ocho en bosques de colina baja y terrazas no inundables y cuatro en los varillales de arena blanca. Asumimos que el pantano herbáceo-arbustivo no presenta árboles con diámetro ≥ 10 cm y por lo tanto su biomasa aérea fue cero (Draper *et al.*, 2014). La biomasa fue multiplicada por 0,47 para obtener el contenido de carbono arriba del suelo. El carbono debajo del suelo en las turberas se obtuvo al multiplicar la profundidad de la turba ($n = 298$ puntos de muestreo), el contenido de carbono y la densidad aparente ($n = 31$ sitios) para cada ecosistema de turbera, obteniendo valores promedio de 1,86 m, 37 % y 0,13 g cm⁻³ para el

pantano de palmeras, 3,22 m, 50 % y 0,10 g cm⁻³ para el varillal hidromórfico, y 2,74 m, 46 % y 0,06 g cm⁻³ para el pantano herbáceo-arbustivo, respectivamente (Draper *et al.*, 2014; Bhomia *et al.*, 2018; Honorio *et al.*, 2020). El carbono debajo del suelo de los bosques sin turba fue estimado como un porcentaje del carbono total, representando el carbono arriba del suelo el 48,9 %, el sistema radicular el 10,8 % y el carbono a 2 m de profundidad del suelo el 40,3 % (Malhi *et al.*, 2009).

EMISIONES DE CO₂

El área potencial de transición de bosques a no bosques en hectáreas estimada para cada

periodo (2019-2030, 2019-2046 y 2019-2064) fue distribuida por tipo de vegetación utilizando el mapa de ecosistemas (MINAM, 2019c), al cual le integramos una capa de la distribución de los varillales hidromórficos (Draper *et al.*, 2014) que fueron recientemente descritos para la ciencia (Draper *et al.*, 2018). Luego, cada área fue convertida a emisiones de carbono, multiplicando los valores por el carbono total de cada tipo de vegetación y por el factor 44/12 para convertir el carbono en unidades de CO₂ equivalente (IPCC, 2006). Por lo tanto, los valores de las emisiones representan las emisiones de CO₂ brutas potenciales de la deforestación y no incorporan las emisiones de otros gases de efecto invernadero, ni el impacto de la regeneración de los bosques ni las reservas de carbono a las opciones de posteriores usos del suelo.

RESULTADOS

ESCENARIOS DE DEFORESTACIÓN

La pérdida acumulada de bosques al 2018 en el área de estudio fue de 3,4 % o 49 479,48 ha (Figura 2), mostrando una tasa de pérdida creciente en los últimos 18 años, pasando de un promedio de pérdida anual de 837 ha en 2001-2006 a 1141 hectáreas en 2013-2018, con una mayor pérdida de bosques (2,043 ha) ocurrida en el 2012 (Figura 3). Proyectando una tasa de deforestación lineal, se estima que la pérdida acumulada de bosques al 2064 ascendería a 9,2 % o 134 686,81 ha en el escenario BAU, mientras la pérdida ascendería a 25,5 % o 372 226,28 ha en el escenario CAR (Figura 4). Las tasas de cambio resultantes del 2018 al 2030, 2046 y 2064 variaron de 0,0113 a

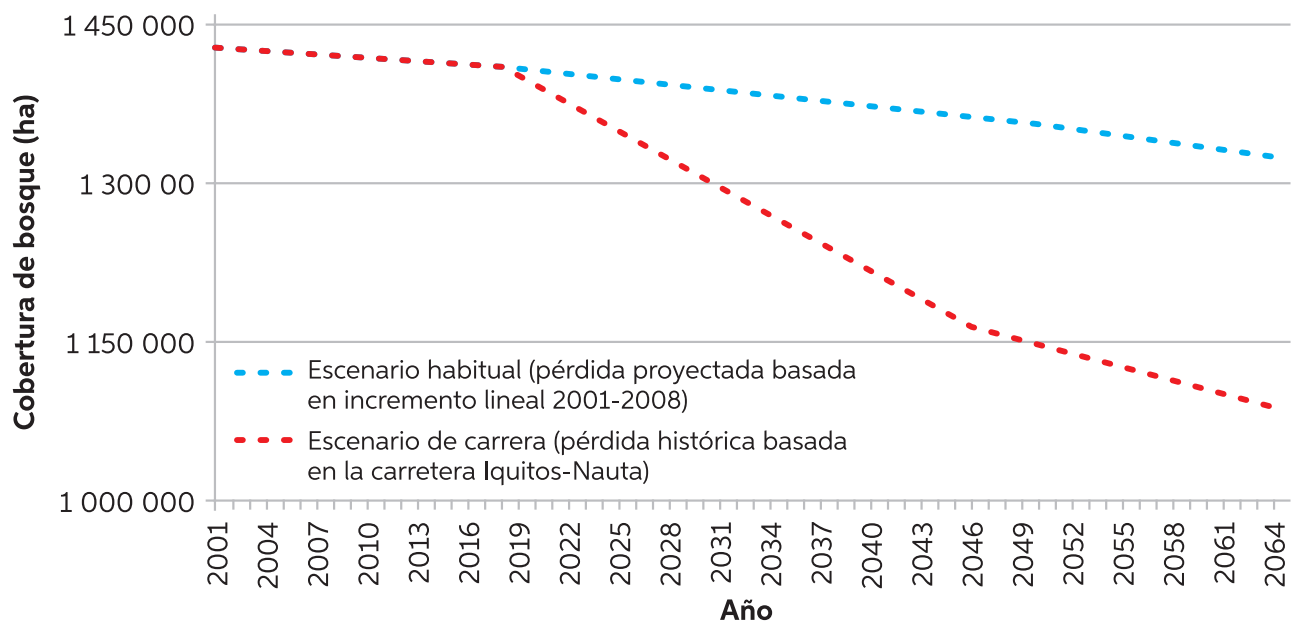


Figura 4. Cobertura de bosques en el área de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella bajo dos escenarios de deforestación, escenario habitual (BAU) y escenario con carretera (CAR). Los valores del periodo 2001–2018 fueron tomados de GeoBosques, mientras los valores en los siguientes 46 años fueron estimados utilizando: (a) el escenario BAU que estima una pérdida lineal de bosque constante en el tiempo, y (b) el escenario CAR que estima una pérdida según los datos históricos de deforestación de la carretera cercana existente Iquitos-Nauta.

0,0568 en el escenario BAU y de 0,0705 a 0,2151 en el escenario CAR (Tabla 1).

PREDICCIÓN DE LA DEFORESTACIÓN

El desempeño del modelo al comparar los mapas de deforestación proyectada y original al 2018, mostró una tasa de precisión de 85,90 % utilizando las seis variables (ROC = 0,959; 41,697 falsas alarmas, 47 869 fallas y 2305 éxitos) y de 86,24 % excluyendo la pendiente (ROC = 0,959; 41 894 falsas alarmas, 48 066 fallas y 2108 éxitos). La pendiente fue la única variable excluida del análisis por presentar valor de Cramer's V de 0,0086, mientras las otras variables mostraron valores mayores a 0,20, es decir, fueron variables significativas y explicativas de la predicción de la transición bosque a no bosque al 2018.

El modelamiento estimó una pérdida de bosques de 15 923,25 ha, 42 569,37 ha y 80 071,11 ha para el escenario BAU en los periodos 2019-2030, 2019-2046 y 2019-2064, respectivamente, mientras estos valores fueron 99 385,83 ha, 231 910,83 ha y 303 248,79 ha en el escenario CAR para los mismos periodos (Tabla 3a y Figura 5). Los tipos de vegetación más vulnerables a la deforestación serían el bosque de colina baja y el bosque aluvial inundable, seguidos del bosque de palmeras, mientras las categorías territoriales más afectadas serían los territorios de las comunidades indígenas y lotes petroleros, seguidos por los bosques de producción permanente y las concesiones forestales (Tabla 4).

ALMACENAMIENTO DE CARBONO

El carbono almacenado arriba del suelo varió entre los diferentes tipos de vegetación, siendo los valores del MINAM generalmente más bajos (67,39-111,97 t C ha⁻¹) que los valores estimados utilizando las parcelas forestales por tipo de vegetación (85,49-125,04 t C ha⁻¹; Tabla 2). El almacenamiento de carbono debajo del suelo varió bastante dependiendo del método

utilizado, incrementando 4 a 5 veces los valores al contabilizar el carbono orgánico en el suelo en bosques sin turba y de 45 a 76 veces más al considerar la turba en los ecosistemas de turbera. La reserva total de carbono en la zona de estudio fue estimada en 183,51 millones de toneladas de carbono (Mt C) utilizando el método del MINAM, siendo el bosque de colina baja el que más contribuyó, debido a su mayor extensión. La reserva fue de 478,49 Mt C cuando se incluyó además el carbono almacenado en el suelo y la turba, siendo el bosque de colina baja y el pantano de palmeras los que más contribuyeron (Tabla 2).

EMISIONES DE CO₂

Utilizando los valores de biomasa arbórea del MINAM, las pérdidas futuras de cobertura de bosque para el periodo 2019-2064 generarían emisiones brutas de 35,55 millones de toneladas de CO₂ equivalentes (Mt CO₂-eq) y 135,56 Mt CO₂-eq para los escenarios BAU y CAR, respectivamente (Tabla 3a). La no construcción de la carretera podría evitar la emisión de 41,49 Mt CO₂-eq a la atmósfera en el periodo 2019-2030. La inclusión del carbono en el suelo y la turba en los cálculos incrementó las emisiones totales entre 1,9 a 2,6 veces dependiendo del periodo y escenario evaluado (Tabla 3b).

DISCUSIÓN

IMPACTOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE LA CARRETERA

El nuevo proyecto de carretera Huambé-Marsella, a lo largo del río Tigre en el departamento de Loreto, tendrá un alto impacto ambiental al generar una pérdida adicional de cobertura de bosques de 83 462,58 hectáreas para el periodo 2019-2030. Esta pérdida es mayor a la estimada por un estudio reciente para toda la carretera Iquitos-Saramiriza en una zona de influencia de

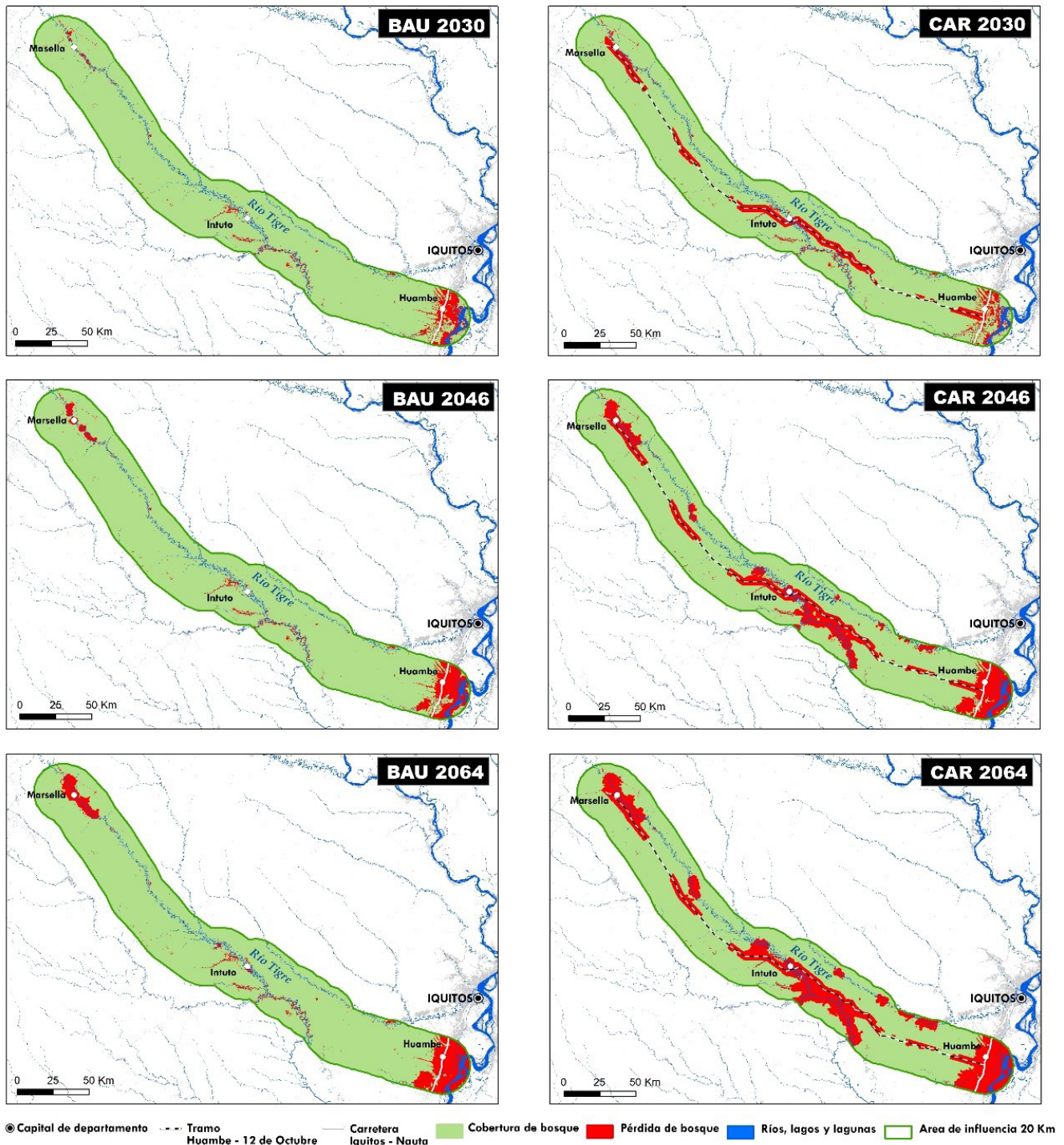


Figura 5. Deforestación proyectada al 2030, 2046 y 2064 en el área de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella bajo dos escenarios de deforestación, escenario habitual (BAU) y escenario con carretera (CAR).

Tabla 3. Pérdida de cobertura de bosque y emisiones de carbono en la zona de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella bajo dos escenarios de deforestación, escenario habitual (BAU) y escenario con carretera (CAR).

Tipo de vegetación	Pérdida de bosque (x1,000 ha)						Emisiones (Mt CO ₂ -eq)						
	2019-2030		2019-2046		2019-2064		2019-2030		2019-2046		2019-2064		
	BAU	CAR	BAU	CAR	BAU	CAR	BAU	CAR	BAU	CAR	BAU	CAR	
(a) Usando valores de biomasa arbórea (MINAM, 2019b)													
Bosque de colina baja	11,83	70,51	25,04	131,31	46,59	164,81	144,56	6,27	37,37	13,27	69,60	24,70	87,36
B, de terraza no inundable	0,00	11,53	0,00	14,44	0,09	15,98	144,56	0,00	6,11	0,00	7,66	0,05	8,47
Varillal de arena blanca	0,01	0,00	0,07	0,11	0,08	0,77	144,56	0,01	0,00	0,04	0,06	0,04	0,41
Bosque aluvial inundable	3,90	13,82	15,03	67,51	27,14	87,53	88,13	1,26	4,47	4,86	21,82	8,77	28,29
Pantano de palmeras	0,12	3,33	1,89	17,80	5,50	33,25	88,13	0,04	1,08	0,61	5,75	1,78	10,74
Varillal hidromórfico	0,06	0,00	0,45	0,51	0,56	0,60	88,13	0,02	0,00	0,14	0,16	0,18	0,19
Pantano herbáceo-arbustivo	0,00	0,19	0,09	0,22	0,11	0,32	88,13	0,00	0,06	0,03	0,07	0,04	0,10
TOTAL	15,92	99,39	42,57	231,91	80,07	303,25		7,60	49,09	18,95	105,12	35,55	135,56
(b) Usando valores de biomasa arbórea y carbono en suelo y turba medidos en parcelas forestales en Loreto													
Bosque de colina baja ^{3,5}	11,83	70,51	25,04	131,31	46,59	164,81	255,76	11,10	66,13	23,48	123,15	43,69	154,56
B, de terraza no inundable ³	0,00	11,53	0,00	14,44	0,09	15,98	255,76	0,00	10,82	0,00	13,55	0,09	14,98
Varillal de arena blanca ³	0,01	0,00	0,07	0,11	0,08	0,77	234,43	0,01	0,00	0,06	0,09	0,07	0,66
Bosque aluvial inundable ²	3,90	13,82	15,03	67,51	27,14	87,53	184,13	2,63	9,33	10,15	45,58	18,33	59,10
Pantano de palmeras ^{1,4,5}	0,12	3,33	1,89	17,80	5,50	33,25	1014,88	0,43	12,41	7,03	66,25	20,45	123,72
Varillal hidromórfico ^{1,4,5}	0,06	0,00	0,45	0,51	0,56	0,60	1652,73	0,37	0,00	2,72	3,09	3,39	3,61
Pantano herbáceo-arbustivo ¹	0,00	0,19	0,09	0,22	0,11	0,32	976,32	0,00	0,67	0,33	0,79	0,39	1,14
TOTAL	15,92	99,39	42,57	231,91	80,07	303,25		14,55	99,35	43,77	252,50	86,41	357,77

¹ Draper et al. (2014), ² Honorio et al. (2015), ³ Sullivan et al. (2017), ⁴ Bhomia et al. (2018) y ⁵ Honorio et al. (2020).

Tabla 4. Pérdida de bosques según tipos de vegetación y categorías territoriales en la zona de influencia del tramo de carretera Huambé-Marsella bajo dos escenarios de deforestación, escenario habitual (BAU) y escenario con carretera (CAR).

Tipos de vegetación	Pérdida de bosques (%)					
	2019-2030		2019-2046		2019-2064	
	BAU	CAR	BAU	CAR	BAU	CAR
Bosque de colina baja	74,32	70,95	58,82	56,62	58,19	54,35
B. de terraza no inundable	0,00	11,60	0,00	6,23	0,12	5,27
Varillal de arena blanca	0,07	0,00	0,16	0,05	0,10	0,25
Bosque aluvial inundable	24,49	13,90	35,31	29,11	33,90	28,87
Pantano de palmeras	0,72	3,36	4,44	7,68	6,86	10,96
Varillal hidromórfico	0,39	0,00	1,05	0,22	0,70	0,20
Pantano herbáceo-arbustivo	0,01	0,19	0,22	0,10	0,14	0,11

Categorías territoriales	2019-2030		2019-2046		2019-2064	
	BAU	CAR	BAU	BAU	CAR	BAU
	Áreas naturales protegidas	1,18	0,80	0,51	0,05	0,18
Zonas de amortiguamiento	0,00	0,00	0,00	5,73	3,30	4,04
Áreas de conservación regional	3,19	2,50	2,25	0,16	0,85	1,33
Comunidades indígenas	3,50	10,18	17,09	40,76	36,46	39,54
Comunidades campesinas	0,01	0,00	0,12	0,00	1,00	2,33
Bosques producción permanente	0,00	0,01	0,71	20,69	14,44	12,67
Concesiones forestales	0,00	0,21	0,79	14,74	9,83	8,26
Lotes petroleros	3,92	15,66	21,81	10,87	9,73	10,28
Todas las unidades combinadas	8,91	21,65	32,71	64,86	57,96	62,55

20 km al 2030 (35 961 ha; Vilela *et al.*, 2020). Dicho estudio modeló la deforestación utilizando datos de cobertura de bosque y no bosque del 2011 y 2015 y variables similares promotoras de la deforestación. La baja tasa de deforestación obtenida en dicho estudio es posible que se deba a la dificultad existente para modelar a futuro la trayectoria en la colonización del territorio en la Amazonía, ya que esta tarea involucra variables externas como el tráfico ilegal de la tierra, la promoción esporádica de la agricultura por los gobiernos y la creciente demanda de los recursos naturales en bosques antes inaccesibles (Foley *et*

al., 2007; Laurance *et al.*, 2009). Por este motivo, nuestro modelamiento de la deforestación en el escenario con carretera incluyó la tasa de cambio ocurrida en la cercana carretera asfaltada Iquitos-Nauta donde el cambio del uso del suelo forestal para la expansión agrícola y urbana ocurrió sin planificación del territorio (Mäki *et al.*, 2001), llegando a perder el 25,5 % de la cobertura de bosques al 2018.

La construcción de esta nueva carretera a lo largo del río Tigre es una amenaza no solo para la conservación de una de las áreas más extensas de bosque tropical del planeta (Watson *et al.*, 2018),

sino también para la conservación de las turberas más profundas de la cuenca amazónica (Baker *et al.*, 2019). En particular, la turbera más profunda se ubica en Aucayacu, en el río Tigre, donde se ha reportado una capa de materia orgánica de 7,45 metros de profundidad que empezó a formarse hace 8000 años (Lähteenoja & Page, 2011). En la zona de estudio, los varillales hidromórficos, los pantanos de palmeras y los pantanos herbáceo-arbustivos son los ecosistemas característicos con presencia de turba (Lähteenoja *et al.*, 2012; Draper *et al.*, 2014; Bhomia *et al.*, 2019; Honorio *et al.*, 2020), mostrando una pérdida potencial total de 6165,31 ha en el escenario BAU y 34 162,32 ha en el escenario CAR del 2019-2064 y siendo los pantanos de palmeras los más afectados. Las turberas amazónicas son actualmente vulnerables al cambio del uso de la cobertura de bosque debido a la expansión del cultivo de la palma aceitera y del arroz (Roucoux *et al.*, 2017; Vijay *et al.*, 2018), siendo la pérdida del carbono en turberas irreparable (Goldstein *et al.*, 2020). Por lo tanto, estos resultados resaltan la importancia en la conservación y manejo sostenible de las turberas en la Amazonía peruana para asegurar la permanencia de la vegetación y las condiciones hidrológicas que promueven la acumulación de la turba.

Esta nueva carretera también fue categorizada sin retorno económico positivo debido al alto costo de inversión y mantenimiento, así como a su alto impacto socioambiental (Vilela *et al.*, 2020). Esto incluye el impacto directo en el bienestar de las poblaciones locales, al reducir los servicios ecosistémicos de los bosques (provisión de alimentos, caza, ambientes culturales, otros), la generación de nuevos conflictos sociales relacionados a actividades ilegales (tala y minería ilegal) y el incremento de la abundancia de insectos que son vectores de enfermedades endémicas como la malaria (Vittor *et al.*, 2006; Baker *et al.*, 2019; Martín

et al., 2019). Los impactos generados por las carreteras no son ajenos en la Amazonía peruana. Se cuenta con algunos ejemplos que evidencian las consecuencias que tiene la construcción de carreteras en los bosques amazónicos peruanos. La carretera interoceánica, en el departamento de Madre de Dios, generó la pérdida de la conectividad de los bosques, incrementándose además la minería ilegal (Sánchez Cuervo *et al.*, 2020); en el departamento de Ucayali, la carretera Jorge Basadre favoreció el incremento de la tala ilegal de madera, las plantaciones de palma aceitera y los cultivos ilegales de coca (Hyman & Barona, 2010); y en el departamento de Loreto, la carretera Iquitos-Nauta, permitió el acceso a ecosistemas frágiles como los varillales de arena blanca, donde la extracción de arena para la construcción ha generado graves problemas ambientales (Mäki *et al.*, 2001). No queda duda que el principal impulsor de la deforestación y degradación de los bosques amazónicos peruanos es la apertura de nuevas carreteras y los departamentos con extensas áreas de bosques y turberas como Loreto son vulnerables a dichos impactos.

ALTERNATIVAS PARA LA MITIGACIÓN DE EMISIONES

El Perú viene trabajando en la identificación de nuevas políticas y programas de financiamiento para reducir las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero a través de la conservación de los bosques y el manejo sostenible de los recursos. Por ejemplo, tenemos el programa de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD; Ochieng *et al.*, 2018), el fondo verde para el clima (GCF; Roucoux *et al.*, 2017) y las medidas de adaptación y mitigación para reducir las emisiones determinadas nacionales (NDC; Vazquez-Rowe *et al.*, 2019). Sin embargo, nuevas medidas tienen que ser consideradas para la reducción de la deforestación en la

Amazonía peruana. Por ejemplo, no construir la carretera junto al río Tigre evitaría la pérdida de 83 462,58 hectáreas de bosque y la emisión de 41,49 Mt CO₂-eq del 2019-2030. Estas emisiones evitadas son equivalentes al 1,31 % de las emisiones nacionales previstas durante el mismo período o al 13,91% de las emisiones nacionales previstas en 2030 (2030: 298,30 Mt CO₂-eq; GTM-NDC, 2018). No construir la carretera también evitaría las emisiones de gases vinculadas al nuevo tráfico que se generaría y a las materias primas utilizadas durante la construcción de una nueva carretera, emisiones que no han sido cuantificadas en el presente estudio pero que causarían también impactos ambientales y en la salud de las poblaciones locales (Larrea-Gallegos *et al.*, 2017). El costo para construir la carretera, que asciende a US \$ 1067,2 millones (US\$ 3,052,370 por km; Vilela *et al.*, 2020), podría alternativamente utilizarse para financiar proyectos de mejora del transporte fluvial utilizando embarcaciones modernas, económicas y ecológicas (Gallice *et al.*, 2019) que correspondan a las características de los ríos de Loreto, con la mejora de puertos, embarcaderos y el monitoreo del canal de navegación. Asimismo, un servicio de aerotaxis podría atender las necesidades de los pobladores indígenas y ribereños. La correcta mejora del transporte en la Amazonía para evitar la deforestación podría ser una medida de mitigación de emisiones propuesta en las NDC de Perú.

Otra alternativa de mitigación de emisiones podría incluir la conservación y manejo sostenible de las turberas amazónicas, en las que los depósitos de turba almacenados debajo del suelo contribuyen en gran medida al almacenamiento de carbono de los bosques amazónicos. La turba se acumula en condiciones de baja concentración de oxígeno en humedales con permanente saturación de agua en el suelo, donde la tasa de descomposición de la materia orgánica es baja y

supera la tasa de producción (Lähteenoja *et al.*, 2012). El hallazgo de que grandes cantidades de carbono se almacenan debajo del suelo en las turberas de Loreto (Draper *et al.*, 2014) fue crucial para apoyar una propuesta exitosa dirigida por el Fondo de Promoción de las Áreas Naturales Protegidas del Perú al GCF (Roucoux *et al.*, 2017). Este proyecto, que comenzó en agosto del 2017, trabaja con comunidades indígenas para establecer bionegocios basados en la comercialización de frutos de palmeras que se aprovechan de manera sostenible a través de la escalada, evitando la muerte de las palmeras. Este proyecto tiene como objetivo mejorar el manejo y la conservación de 343 000 hectáreas de turberas y bosques en 120 comunidades en la provincia de Datém del Marañón en el departamento de Loreto.

En la zona de estudio a lo largo del río Tigre, se almacenan 162,77 Mt C arriba del suelo, con un almacén adicional de más de 315,72 Mt C debajo del suelo, cuando se incluye el carbono del suelo y la turba. En particular, se almacenan 1014,88 t C ha⁻¹ en pantanos de palmeras, 1652,73 t C ha⁻¹ en varillales hidromórficos y 976,32 t C ha⁻¹ en pantanos abiertos (Draper *et al.*, 2014; Bhomia *et al.*, 2018; Honorio *et al.*, 2020). Evitar la deforestación de una hectárea de estas turberas podría generar un ingreso promedio de US \$ 4454 en el mercado de carbono, considerando el precio de US \$ 1 por tonelada evitada de emisiones de CO₂-eq. Este valor es mucho más alto que el valor de US \$ 323 por hectárea estimado si solo se incluye la biomasa de los árboles según el inventario nacional de GEI (MINAM, 2019b). Por lo tanto, reconocer e incluir el carbono almacenado en el suelo y la turba en las estimaciones de las emisiones nacionales es importante porque existe un gran potencial para conservar y manejar sosteniblemente los bosques y turberas amazónicas para cumplir con los compromisos en la mitigación del cambio

climático a través de medidas NDC o proyectos REDD y GCF.

POTENCIALIDADES PARA LA CONSERVACIÓN Y MANEJO SOSTENIBLE EN EL RIO TIGRE

La presencia de comunidades indígenas a lo largo del río Tigre presenta una ventaja al desarrollo de proyectos de conservación y manejo, debido al bajo impacto que ejercen las comunidades sobre los bosques y los valores culturales que favorecen la conservación en esta parte de la Amazonía peruana (Honorio *et al.*, 2020). Los bosques y sus recursos están estrechamente relacionados a la cultura de los pueblos indígenas amazónicos, generando medidas de protección y respeto que favorecen su conservación (Schultz *et al.*, 2019). Por ejemplo, el pueblo urarina adaptado a vivir en los humedales de la cuenca del río Chambira, confecciona el “ela” o “cachihuango” que es un tejido tradicional elaborado con las hojas jóvenes del aguaje, cuyo conocimiento es transmitido de generación en generación entre las mujeres (Martín *et al.*, 2019). Las comunidades a lo largo del río Tigre cuentan con 170 646,80 hectáreas de pantanos de palmeras en la zona de estudio. El manejo sostenible de las plantas femeninas de aguaje no solo aseguraría la supervivencia de la especie, sino que también podría generar ingresos a las comunidades y así mantener la biomasa y el carbono de los bosques. El manejo del aguaje podría ser también una alternativa para empoderar a las comunidades en la protección de sus bosques y reducir los conflictos históricos con las concesiones petroleras y concesiones forestales (Baker *et al.*, 2019), con quienes solo han conseguido la contaminación del ambiente por derrames de petróleo y el incremento de la tala ilegal (Díaz-Alván *et al.*, 2017).

En la zona de estudio también existen 1052,72 hectáreas de varillales hidromórficos que son ecosistemas de turberas con la mayor densidad de carbono almacenada por unidad de área de la

cuenca amazónica (Draper *et al.*, 2014). A pesar de ubicarse dentro del Abanico del Pastaza, la falta de un instrumento de gestión para el adecuado manejo y conservación de este sitio Ramsar pone en riesgo la conservación de estos ecosistemas. Urge establecer medidas de conservación adecuadas en esta zona para proteger el carbono, las plantas y los animales especialistas de hábitats de bajos nutrientes que albergan estos ecosistemas (Díaz-Alván *et al.*, 2017; Draper *et al.*, 2018). Asimismo, la presencia de turba fue una información relevante para la creación del Parque Nacional Yaguas donde se conservan más de 800,000 hectáreas de bosques en la cuenca baja del río Putumayo en Loreto. No tenemos que esperar la presencia de una nueva carretera para buscar mecanismos de conservación efectivos o crear un área protegida, como fue el caso de la Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, creada en 1999 como refugio para la fauna silvestre y la conservación de ecosistemas frágiles como los varillales de arena blanca y bosques inundables por aguas negras (Salo & Pyhälä, 2007).

CONCLUSIONES

Este estudio revela el gran impacto ambiental, social y económico que el tramo de carretera propuesto para unir la comunidad de Huambé con la de Marsella tendría sobre la cobertura de los bosques y turberas y las comunidades locales que viven a lo largo del río Tigre. Conservar los bosques y turberas en pie ayudaría a mantener el bienestar de las poblaciones locales y los compromisos internacionales ante el cambio climático. Por lo tanto, evitar la construcción de la carretera a lo largo del río Tigre debería compensarse con otras alternativas como la mejora del transporte fluvial, servicio de aerotaxi e impulsando la conservación y manejo sostenible de las turberas, que podrían ser considerados

como mecanismos viables de mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera en el Perú.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al financiamiento de la Wildlife Conservation Society (WCS) y realizado bajo convenio entre WCS y el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Asner, G.P.; Knapp, D.E.; Martin, R.E.; Tupayachi, R.; Anderson, C.B.; Mascaro, J.; Sinca, F.; Chadwick, K.D.; Sousan, S.; Higgins, M.; Farfan, W.; Silman, M.R.; Llactayo León, W.A.; Neyra Palomino, A.F. 2014. *La geografía del carbono en alta resolución del Perú*. Observatorio Aéreo Carnegie, Ministerio del Ambiente del Perú. Lima, Perú. 64pp.
- Baker, T.R.; Del Castillo Torres, D.; Honorio Coronado, E.N.; Lawson, I.; Martín Brañas, M.; Montoya, M.; Roucoux, K.H. 2019. The challenges for achieving conservation and sustainable development within the wetlands of the Pastaza-Marañón basin, Peru. In: Chirif A. (Ed.). *Peru: Deforestation in times of climate change*. p. 155-174.
- Bhomia, R.K.; Van Lent, J.; Rios, J.M.G.; Hergoualc'h, K.; Honorio Coronado, E.N.; Murdiyarsa, D. 2018. Impacts of *Mauritia flexuosa* degradation on the carbon stocks of freshwater peatlands in the Pastaza-Marañón river basin of the Peruvian Amazon. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 24(4): 645-668. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9809-9>
- Blackman, A.; Corral, L.; Lima, E.S.; Asner, G.P. 2017. Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(16): 4123-4128. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1603290114>
- Blanco-Gutiérrez, I.; Manners, R.; Varela-Ortega, C.; Tarquis, A.; Martorano, L.G.; Toledo, M. 2019. Examining the sustainability and development challenge in agricultural-forest frontiers of the Amazon Basin through the eyes of locals. *Natural Hazards and Earth System Sciences*: 1-35. DOI: <https://doi.org/10.5194/nhess-20-797-2020>
- Díaz-Alván, J.; Socolar, J.B.; Álvarez Alonso, J. 2017. The avifauna of the Río Tigre basin, northern Perú. *Ornitología Neotropical*, 28: 11-21.
- DISAFILPA, 2019. Mapa de comunidades indígenas y campesinas del departamento de Loreto. Dirección de Saneamiento Físico Legal de la Propiedad Agraria de Loreto. (<http://siar.minam.gob.pe/loreto/mapas/mapa-comunidades-indigenas-departamento-loreto>). Acceso: 12/06/2020.
- Draper, F.C.; Roucoux, K.H.; Lawson, I.T.; Mitchard, E.T.; Honorio Coronado, E.N.; Lähteenoja, O.; Montenegro, L.T.; Sandoval, E.V.; Zaráte, R.; Baker, T.R. 2014. The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environmental Research Letters*, 9: 124017. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124017>
- Draper, F.C.; Honorio Coronado, E.N.; Roucoux, K.H.; Lawson, I.T.; Pitman, N.C.A.; Fine, P.V.A.; Phillips, O.L.; Torres Montenegro, L.A.; Valderrama Sandoval, E.; Mesones, I.; García-Villacorta, R.; Ramirez Arévalo, F.R.; Baker, T.R. 2018. Peatland forests are the least diverse tree communities documented in Amazonia, but contribute to high regional beta-diversity. *Ecography*, 41: 1256-1269. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.03126>

- Eastman, J.R. 2012. *IDRISI Selva: Guía para SIG y procesamiento de imágenes. Manual versión 17*. Clark University, Worcester, MA. 321pp.
- Foley, J.A.; Asner, G.P.; Costa, M.H.; Coe, M.T.; Defries, R.; Gibbs, H.K.; Howard, E.A.; Olson, S.; Patz, J.; Ramankutty, N.; 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: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2)
- Gallice, G.R.; Larrea-Gallegos, G.; Vázquez-Rowe, I. 2019. The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 53(2): 284-292. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>
- GTM-NDC. 2018. *Grupo de Trabajo Multisectorial de naturaleza temporal encargado de generar información técnica para orientar la implementación de las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (GTM-NDC): informe final*. Ministerio del Ambiente, Lima, Perú. 929pp.
- Goldstein, A.; Turner, W.R.; Spawn, S.A.; Anderson-Teixeira, K.J.; Cook-Patton, S.; Fargione, J.; Gibbs, H.K.; Griscom, B.; Hewson, J.H.; Howard, J.F.; Ledezma, J.C.; Page, S.; Koh, L.P.; Rockström, J.; Sanderman, J.; Hole, D.G. 2020. Protecting irrecoverable carbon in Earth's ecosystems. *Nature Climate Change*, 10: 287-295. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0738-8>
- Honorio Coronado, E.N.; Vega Arenas, J.E.; Corrales Medina, M.N. 2015. Diversidad, estructura y carbono de los bosques aluviales del noreste peruano. *Folia Amazónica*, 24(1): 55-70. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v24i1.59>
- Honorio Coronado, E.N.; Reyna, J.; Flores, G.; Grández, J.; Lähteenoja, O.; Draper, F.C.; Åkesson, C.M.; Baker, T.R.; Bhomia, R.K.; Cole, L.E.S.; Dávila, N.; del Águila, J.; del Águila, M.; del Castillo Torres, D.; Hastie, A.; Lawson, I.T.; Martín Brañas, M.; Monteagudo, A.; Phillips, O.L.; Ramírez, E.; Ríos, M.; Ríos, S.; Rodríguez, L.; Roucoux, K.H.; Tagle Casapia, X.; Vasquez, R.; Montoya, M. (en revisión). Intensive field sampling increases the known extent of carbon-rich Amazonian peatland pole forests. *Environmental Research Letters*.
- Hyman, G.; Barona, E. 2010. *Roads and deforestation in the Central Peruvian Amazon*. Poster CIAT, Colombia.
- INEI. 2017. Centros poblados del censo 2017. Instituto Nacional de Estadística e Información. (<http://sige.inei.gob.pe/test/atlas/>). Acceso: 02/03/2020.
- IPPC. 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). IGES, Japan. 5 v.
- Lähteenoja, O.; Ruokolainen, K.; Schulman, L.; Oinonen, M. 2009. Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. *Global Change Biology*, 15: 2311-2320. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01920.x>
- Lähteenoja, O.; Page, S. 2011. High diversity of tropical peatland ecosystem types in the Pastaza-Marañón basin, Peruvian Amazonia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116: G02025. <https://doi.org/10.1029/2010JG001508>
- Lähteenoja, O.; Reátegui, Y.R.; Räsänen, M.; Del Castillo Torres, D.; Oinonen, M.; Page, S. 2012. The large Amazonian peatland carbon sink in the subsiding Pastaza-Marañón foreland basin. *Global Change Biology*, 18: 164-178. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02504.x>
- Laurance, W.F.; Goosem, M.; Laurance, S. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12): 659-669. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>

- 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, 1109-1124. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1221-7>
- Mäki, S.; Kalliola, R.; Vuorinen, K. 2001. Road construction in the Peruvian Amazon: process, causes and consequences. *Environmental Conservation*, 28(3): 199-214. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892901000212>
- Malhi, Y.; Aragao, L.E.O.; Metcalfe, D.B.; Paiva, R.; Quesada, C.A.; Almeida, S.; Anderson, L.; Brando, P.; Chambers, J.Q.; da Costa, A.C.L.; Hutyra, L.R.; Oliveira, P.; Patiño, S.; Pyle, E.H.; Robertson, A.L.; Teixeira, L.M. 2009. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. *Global Change Biology*, 15(5): 1255-1274. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01780.x>
- Martín Brañas, M.; Núñez Pérez, C.; Fabiano, E.; Del Aguila Villacorta, M.; Schulz, C.; Laurie, N.; Sanjurjo, J.; Davies, A.; Roucoux, K.; Lawson, I.; Andueza, L. 2019. *Urarina: Identidad y memoria en la cuenca del río Chambira*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos, Perú. 75pp.
- MINEDU. 2019. Red de ríos navegables de Perú. Ministerio de Educación. (<https://sigmed.minedu.gob.pe/descargas/>). Acceso: 02/03/2020.
- MINAM. 2019a. Mapa de la cobertura y pérdida de bosque húmedo amazónico al 2018. Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático - Ministerio del Ambiente. (<http://geobosques.minam.gob.pe>). Acceso: 02/03/2020.
- MINAM. 2019b. *Inventario nacional de gases de efecto invernadero del año 2014 y actualización de las estimaciones de los años 2000, 2005, 2010 y 2012*. Dirección General de Cambio Climático y Desertificación - Ministerio del Ambiente. Perú. 336pp.
- MINAM. 2019c. Mapa de ecosistemas del Perú. Dirección General de Ordenamiento Territorial Ambiental - Ministerio del Ambiente. (<https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/277146-mapa-nacional-de-ecosistemas-del-peru>). Acceso: 02/03/2020.
- MTC. 2018. Red Vial Departamental 2018. Ministerio de Transportes y Comunicaciones. (<https://portal.mtc.gob.pe/estadisticas/descarga.html>). Acceso: 02/03/2020.
- NASA. 2000. Shuttle Radar Topography Mission digital topographic data. NASA, the National Geospatial-Intelligence Agency, and the German and Italian Space Agencies. (<https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>). Acceso: 02/03/2020.
- Ochieng, R.M.; Arts, B.; Brockhaus, M.; Visseren-Hamakers, I.J. 2018. Institutionalization of REDD+ MRV in Indonesia, Peru, and Tanzania. *Ecology and Society*, 23(2): 8. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-09967-230208>
- Oliveira, P.J.; Asner, G.P.; Knapp, D.E.; Almeyda, A.; Galván-Gildemeister, R.; Keene, S.; Raybin, R.F.; Smith, R.C. 2007. Land-use allocation protects the Peruvian Amazon. *Science*, 317(5842): 1233-1236. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1146324>
- Petroperu. 2019. Lotes petroleros en el Perú. (<https://www.perupetro.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=6a830a470b934f0687c8ed84c2bacacc>). Acceso: 02/03/2020.
- Provias Descentralizado. 2019. Topografía - Alineamiento - Alternativa 1. Planta y Perfil - Prog. Km 0+00 al km 100+000 Carretera Nor Oriental Iquitos-Saramiriza [Plano]. 1:30,000. Lima. Ministerio de Transportes y Comunicaciones.

- Roucoux, K.H.; Lawson, I.T.; Baker, T.R.; Del Castillo Torres, D.; Draper, F.C.; Lähteenoja, O.; Gilmore, M.P.; Honorio Coronado, E.N.; Kelly, T.J.; Mitchard, E.T.A.; Vriesendorp, C.F. 2017. Threats to intact tropical peatlands and opportunities for their conservation. *Conservation Biology*, 31(6): 1283-1292. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12925>
- Salo, M.; Pyhälä, A. 2007. Exploring the gap between conservation science and protected area establishment in the Allpahuayo-Mishana National Reserve (Peruvian Amazonia). *Environmental Conservation*, 34(1): 23-32. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892907003700>
- Sánchez-Cuervo, A.M.; De Lima, L.S.; Dallmeier, F.; Garate, P.; Bravo, A.; Vanthomme, H. 2020. Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: implications for biodiversity conservation. *Regional Environmental Change*, 20(1): 8. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01603-y>
- Schulz, C.; Matrtín Brañas, M.; Núñez Pérez, C.; Del Aguila Villacorta, M. D.; Laurie, N.; Lawson, I.T.; Roucoux, K.H. 2019. Uses, cultural significance, and management of peatlands in the Peruvian Amazon: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 235: 189-198. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.005>
- SERFOR. 2015. Bosques de Producción permanente. Servicio Forestal y de Fauna Silvestre. (<https://www.geo.serfor.gob.pe/visor>). Acceso: 02/03/2020.
- SERNANP. 2019. Áreas Naturales Protegidas. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (<https://www.geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp/>). Acceso: 02/03/2020.
- Sullivan, M.J.; Talbot, J.; Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Qie, L.; Begne, S.K.; Chave, J.; Cuni-Sanchez, A.; Hubau, W.; Lopez-Gonzalez, G.; [...]; Zemagho, L. 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*, 7(1): 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep39102>
- Vázquez-Rowe, I.; Kahhat, R.; Larrea-Gallegos, G.; Ziegler-Rodriguez, K. 2019. Peru's road to climate action: Are we on the right path? The role of life cycle methods to improve Peruvian national contributions. *Science of The Total Environment*, 659: 249-266. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.322>
- Vicuña Miñano, E.; Baker, T.R.; Banda, K.; Honorio Coronado, E.; Monteagudo, A.; Phillips, O. L.; Del Castillo Torres, D.; Farfan Rios, W.; Flores, G.; Huaman, D.; Tante Huaman, K.; Hidalgo Pizango, G.; Lojas Aleman, E.; Melo, J.B.; Pickavance, G.C.; Rios, M.; Rojas, M.; Salinas, N.; Vasquez Martinez, R. 2018. El sumidero de carbono en los bosques primarios amazónicos es una oportunidad para lograr la sostenibilidad de su conservación. *Folia Amazónica*, 27(1): 101-109. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v27i1.456>
- 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: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae540>.
- Vilela, T.; Harb, A.M.; Bruner, A.; Da Silva Arruda, V.L.; Ribeiro, V.; Alencar, A.A.C.; Escobedo Grandez, A.J.; Rojas, A.; Laina, A.; Botero, R. 2020. A better Amazon road network for people and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(13): 7095-7102. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1910853117>
- Vittor, A.Y.; Gilman, R.H.; Tielsch, J.; Glass, G.; Shields, T.I.M.; Lozano, W.S.; Pinedo-Cancino, V.; 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: <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2006.74.3>

Warren, M.; Hergoualc'h, K.; Kauffman, J.B.; Murdiyarso, D.; Kolka, R. 2017. An appraisal of Indonesia's immense peat carbon stock using national peatland maps: uncertainties and potential losses from conversion. *Carbon Balance and Management*, 12(1): 12. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0080-2>

Watson, J.E.; Evans, T.; Venter, O.; Williams, B.; Tulloch, A.; Stewart, C.; Thompson, I.; Ray, J.C.;

Murray, K.; Salazar, A.; Mcalpine, C.; Potapov, P.; Walston, J.; Robinson, J.G.; Painter, M.; Wilkie, D.; Filardi, C.; Laurance, W.F.; Houghton, R.A.; Maxwell, S.; Grantham, H.; Samper, C.; Wang, S.; Laestadius, L.; Runting, R.K.; Silva-Chávez, G.A.; Ervin, J.; Lindenmayer, D. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2(4): 599-610. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>

Recibido: 30 de julio de 2020 **Aceptado para publicación:** 18 de setiembre de 2020