



Las iniciativas de conservación de bosques en el Perú

Un análisis retrospectivo de su
efectividad y una mirada al futuro

Renzo Giudice

Manuel R. Guariguata

Las iniciativas de conservación de bosques en el Perú

Un análisis retrospectivo de su efectividad y una mirada al futuro

Renzo Giudice

Centro de Investigaciones para el Desarrollo, Universidad de Bonn

Manuel R. Guariguata

Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

Documentos Ocasionales 240

© 2023 Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)



Los contenidos de esta publicación están bajo licencia Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0), <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISBN

DOI: 10.17528/cifor/008806

Giudice R y Guariguata MR. 2023. *Las iniciativas de conservación de bosques en el Perú: Un análisis retrospectivo de su efectividad y una mirada al futuro*. Documentos Ocasionales 240. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Foto de portada por Yoly Gutierrez/CIFOR
Castañal, Madre de Dios, Perú.

CIFOR
Jl. CIFOR, Situ Gede
Bogor Barat 16115
Indonesia

T +62 (251) 8622-622
F +62 (251) 8622-100
E cifor@cgiar.org

cifor.org

Quisiéramos agradecer a todos los socios financieros que apoyaron esta investigación a través de sus contribuciones al Fondo de CGIAR. Para ver la lista de donantes del Fondo, visite: <http://www.cgiar.org/our-funders/>

Cualquier opinión vertida en este documento es de los autores. No refleja necesariamente las opiniones de CIFOR, de las instituciones para las que los autores trabajan o de los financiadores.

Contenido

Agradecimientos	iv
Resumen	v
1 Introducción	1
2 Antecedentes	3
2.1 Las iniciativas de conservación de bosques en el Perú: tipos y su evolución en el tiempo	3
2.2 La pérdida de bosques en el Perú	5
2.3 El efecto de una iniciativa de conservación en reducir la deforestación	6
3 Marco conceptual	7
3.1 Principales atributos y terminología de las evaluaciones de impacto	7
3.2 Evaluación contrafactual	8
3.3 Comparación “dentro vs. fuera”	8
3.4 Comparación “dentro vs. fuera” usando controles similares	10
3.5 Comparación “antes vs. después”	10
4 Revisión de la literatura	11
4.1 Métodos	11
4.2 Resultados	11
4.3 Discusión	15
5 Conclusiones y recomendaciones	19
Bibliografía	20
Glosario	24
Apéndice	26
A Metodologías de evaluación de impacto	26
B Comando de búsqueda en Scopus para la revisión de la literatura	28
C Los 17 estudios analizados en la revisión de la literatura	29

Lista de figuras

1	Línea de tiempo de los principales hitos y/o inicio de procesos relacionados con iniciativas de conservación de bosques implementadas en el Perú.	4
2	Pérdida anual de cobertura forestal en la Amazonía peruana entre los años 2000 y 2021.	5

Agradecimientos

Agradecemos los comentarios y observaciones de José Luis Capella, Javier Montoya, Juan Pablo Sarmiento y Gustavo Suárez de Freitas a una primera versión del manuscrito. Este documento forma parte del Estudio Global Comparativo sobre REDD+ (www.cifor.org/gcs), financiado por la Agencia Noruega para la Cooperación para el

Desarrollo (Norad), la Iniciativa Internacional por el Clima (IKI) del Ministerio Federal Alemán para el Ambiente, la Conservación de la Naturaleza, Infraestructura y Seguridad Nuclear (BMUB) y el programa de investigación del CGIAR en Bosques, Árboles y Agroforestería (CRP-FTA) con apoyo financiero de los Donantes al Fondo CGIAR.

Resumen

A pesar de los grandes esfuerzos e inversiones financieras dedicados a la conservación de bosques en el Perú, la pérdida de cobertura forestal causada por actividades antrópicas, sobre todo en la Amazonía, ha aumentado considerablemente durante los últimos 20 años. En este escenario, esta revisión explora cuál ha sido la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques basadas en *incentivos* (es decir, motivar un cambio de comportamiento), *desincentivos* (es decir, desalentar algún comportamiento) y *medidas habilitantes* (es decir, generar un contexto conducente a cumplir ciertos objetivos de conservación). En las 17 publicaciones revisadas, se encontró que la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques ha tenido apenas un efecto moderado en reducir la deforestación y la degradación del bosque en comparación con áreas boscosas sin intervención. La razón principal de este resultado radica en que dichas iniciativas se implementaron en áreas con bajo riesgo inicial de ser deforestadas y/o porque no se cumplió con los objetivos trazados durante su diseño. La revisión también muestra que el grado de efectividad de las iniciativas en su dimensión socioeconómica ha sido ambiguo: en algunas se reportaron efectos positivos sobre el bienestar humano, pero en otras el impacto fue negativo. En particular, las

iniciativas de REDD+ no mostraron efectividad en reducir la deforestación o la degradación del bosque, ni tampoco en generar beneficios económicos a las poblaciones involucradas. Los resultados de esta revisión indican algunos aspectos fundamentales por considerar en el futuro: (i) la importancia de analizar en detalle las condiciones socioeconómicas de los potenciales beneficiarios en etapas previas a la implementación de iniciativas de conservación de bosques; (ii) evaluar *a priori* el grado de amenaza de deforestación y/o degradación del bosque en el área que tendría algún grado de protección —es decir, implementar iniciativas de conservación en áreas con altos niveles de amenaza de pérdida de cobertura forestal—; (iii) insertar, desde la etapa de diseño de iniciativas de conservación de bosques, el componente de evaluación de impacto para comprender en qué circunstancias la iniciativa fue exitosa o no; (iv) promover el monitoreo para determinar el cumplimiento de los objetivos de conservación cuando se trata de medidas basadas en incentivos; (v) asegurar que los objetivos socioeconómicos se alineen al contexto microeconómico de los beneficiarios; (vi) brindar soporte a organismos fiscalizadores; y (vii) complementar los enfoques analíticos de las evaluaciones de impacto con enfoques cualitativos.

1 Introducción

Los bosques tropicales son vitales para el bienestar humano. Proporcionan una serie de bienes y servicios que incluyen alimentos, fuentes de ingresos y medios de subsistencia, calidad y cantidad de agua, materiales de construcción, acceso a áreas recreativas y mitigación del cambio climático global [1-4]. Sin embargo, a pesar de su importancia, la pérdida de bosques tiene un aumento considerable en muchas regiones tropicales debido a la expansión de carreteras, minería, agroindustria y ganadería, muchas veces producto de actividades ilegales y sin mayor planificación o un manejo adecuado [2, 5, 6]. Como respuesta a esta situación, tanto gobiernos como diversos organismos de cooperación internacional han fomentado la implementación de diferentes iniciativas o intervenciones de conservación, que van desde la creación de parques nacionales y las sanciones por deforestación ilegal, hasta aquellas basadas en incentivos económicos, como el mecanismo de REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de Bosques) o los pagos por servicios ambientales (PSA) [7]. Sin embargo, los responsables de las políticas públicas y los administradores de los programas y proyectos de conservación en organizaciones no gubernamentales (ONG) no siempre poseen los recursos financieros, técnicos y humanos suficientes para lograr que tales actividades tengan éxito y sean efectivas en el mediano y largo plazo.

Por ello, es esencial realizar evaluaciones objetivas y exhaustivas de la **efectividad** de las iniciativas o intervenciones de conservación de bosques en alcanzar sus metas ambientales y sociales. Tales evaluaciones ayudan a entender en qué circunstancias dichas iniciativas han tenido éxito o no, para así poder mejorar su diseño e implementación a futuro [8-10]. Es importante notar además que muchas de las iniciativas de conservación de bosques afectan de manera directa

o indirecta a las poblaciones locales [3], lo que hace necesario cuantificar sus impactos en el bienestar humano. De igual manera, el conocer si dichas iniciativas han alcanzado los objetivos planteados es fundamental para poder rendir cuentas a los gobiernos, a los donantes y a la sociedad civil en general, quienes financian estas actividades con sus impuestos y donaciones. Así, se pueden justificar mejor las asignaciones presupuestales para continuar o ampliar las iniciativas de conservación en el tiempo y el espacio [11].

Para conocer la efectividad de dichas iniciativas (es decir, el grado en el que se ha cumplido con los objetivos iniciales), principalmente académicos y organizaciones de cooperación técnica han propuesto, desde finales de la década del 2000, la aplicación de “evaluaciones de impacto” que permitan atribuir un efecto causal [8, 10]; es decir, conocer cuánto ha cambiado, por ejemplo, la tasa de deforestación de un área determinada luego de la implementación de una iniciativa dada. Aunque las evaluaciones de impacto aplicadas a políticas y programas de conservación de bosques son aún escasas a nivel mundial, su número va en aumento y se aplican, cada vez más, metodologías avanzadas que permiten obtener resultados confiables para la toma de decisiones [12-14].

En el Perú, en particular, el Ministerio de Economía y Finanzas promueve las evaluaciones de impacto en el marco de sus políticas de modernización del Estado y de presupuestos por resultados. Sin embargo, a la fecha, no se reportan evaluaciones de impacto¹ en el contexto del sector ambiental y forestal del gobierno. En el campo académico, en cambio, se han realizado evaluaciones de impacto en el país con el objetivo

1 https://www.mef.gob.pe/es/?option=com_content&language=es-ES&Itemid=100751&view=article&catid=211&id=5360&lang=es-ES

de estimar la efectividad de diferentes iniciativas de conservación de bosques, sobre todo en la Amazonía (aunque la literatura al respecto es relativamente escasa en comparación con aquella disponible para otros países como Costa Rica, México o China [15]). En este contexto, la presente revisión tiene como objetivo analizar los principales resultados de evaluaciones de impacto de iniciativas

de conservación de bosques en el Perú, discutir las lecciones aprendidas y proveer de recomendaciones con el propósito de contribuir a la mejora de futuras políticas y programas de conservación de bosques; en particular, para que alcancen sus metas (efectividad) al menor costo posible (**eficiencia**). En la sección siguiente, se describen los antecedentes de la conservación de bosques en el Perú.

2 Antecedentes

2.1 Las iniciativas de conservación de bosques en el Perú: tipos y su evolución en el tiempo

Las iniciativas de conservación de bosques son instrumentos de política ambiental que suele aplicar el Estado (por ejemplo, restricciones en el cambio de uso del suelo), además de aquellas que implementan partes interesadas con o sin la participación de este (por ejemplo, manejo de recursos de acervo común) [16]. Los responsables de la toma de decisiones utilizan estos instrumentos para influenciar la conducta humana de manera tal que se conserven los recursos naturales y los ecosistemas, lo que genera beneficios sociales y ambientales [16]. Se suele clasificar dichos instrumentos, aunque no de manera exclusiva, en tres grandes grupos: (1) *condiciones habilitantes*, (2) *incentivos* y (3) *desincentivos* [16]. Las *condiciones habilitantes* buscan generar un contexto que permita que los diferentes actores ayuden a la consecución de algún objetivo de conservación. Por ejemplo, velar por los derechos de la propiedad de la tierra. Los *incentivos* buscan motivar directamente el cambio de un comportamiento, por ejemplo, mediante una **transferencia directa condicionada** (TDC); es decir, una transferencia monetaria entregada de manera directa a los beneficiarios y condicionada a algún cambio en su comportamiento. Por el contrario, los *desincentivos* son ofrecidos para desalentar algún comportamiento que evite la consecución de un objetivo de conservación. Tal es el caso de las multas por acciones que van en contra de una normativa, o las restricciones de acceso y/o uso de recursos naturales dentro de diferentes categorías territoriales (por ejemplo, áreas bajo protección estricta, o concesiones forestales).

El Perú tiene una historia larga de implementación de iniciativas de conservación de bosques (figura 1). Tradicionalmente, los principales instrumentos de conservación de bosques y su biodiversidad²

han sido aquellos basados en desincentivos, de manera específica las áreas naturales protegidas (ANP). El primer parque nacional (Cutervo) se creó en 1961. A agosto de 2022, existen en el Perú 76 ANP administradas por el Estado, 32 ANP administradas por los gobiernos regionales (áreas de conservación regional o ACR) y 146 áreas de conservación privada (ACP), las cuales, en conjunto, cubren cerca del 18 por ciento de la superficie terrestre del país y suman un total de 23 millones de hectáreas (ha)³. De este total, el 46 por ciento son clasificadas como áreas de protección estricta, que incluyen, por ejemplo, los parques nacionales. El resto de las ANP incluye una larga lista de categorías o unidades de conservación que, en general y bajo diferentes condiciones, permiten el uso sostenible de los recursos naturales. A las ANP se suman los desincentivos, como sanciones administrativas, pecuniarias y penales por acciones que van en contra de las normativas ambientales; por ejemplo, las que sancionan el cambio de uso del suelo sin autorización previa.

A su vez, la promulgación de leyes y reglamentos forestales y de fauna silvestre, y de ANP; la descentralización de la gestión forestal; la creación del Organismo de Supervisión de los Recursos Forestales y de Fauna Silvestre (OSINFOR); y el proceso de titulación de tierras de comunidades nativas han buscado generar las condiciones habilitantes necesarias para la conservación de bosques. Entre las condiciones habilitantes más recientes se puede considerar la Estrategia Nacional sobre Bosques y Cambio Climático, así como las medidas que en ella se contemplan, y la implementación de un sistema de monitoreo en tiempo casi real para uso de diversos actores involucrados en la gestión del recurso forestal.

² Para una descripción detallada de la historia de las ANP en el Perú, véase [17].

³ Listado de ANP: <https://www.gob.pe/institucion/sernanp/informes-publicaciones/2560580-listado-oficial-de-las-areas-naturales-protégidas>

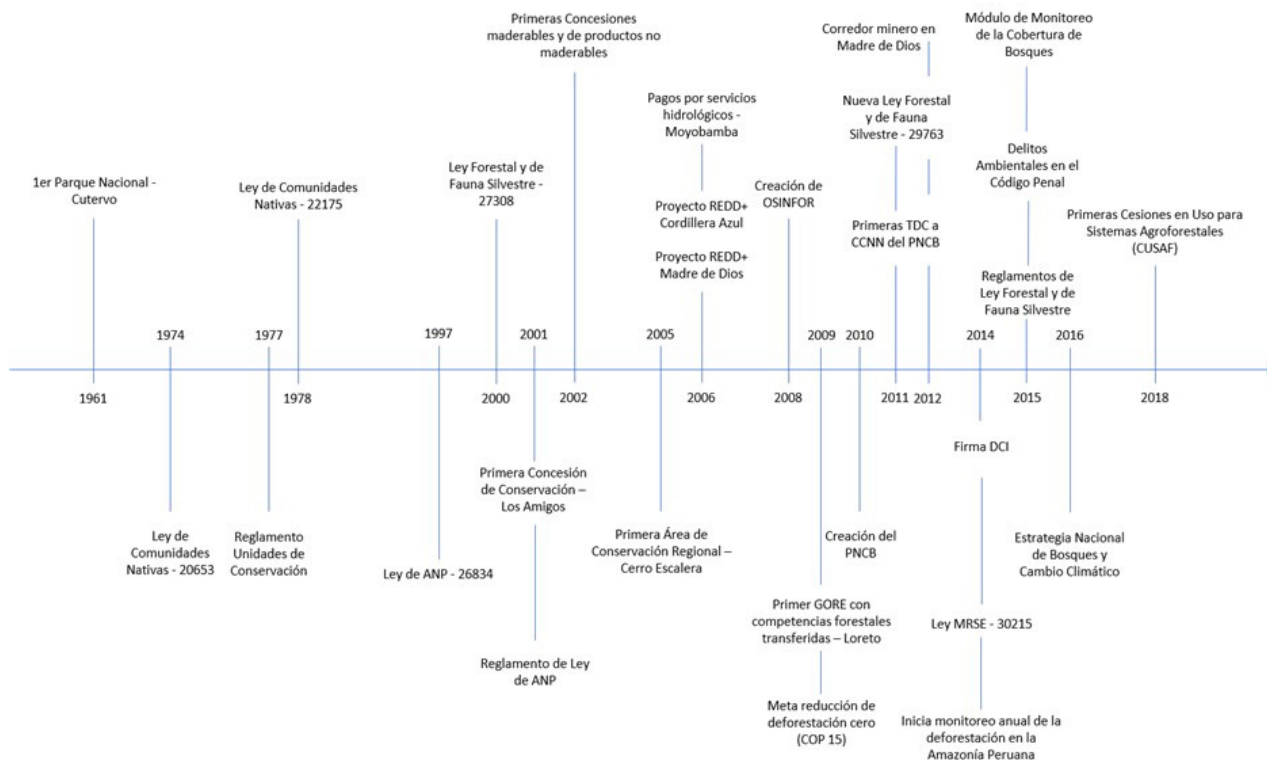


Figura 1. Línea de tiempo de los principales hitos y/o inicio de procesos relacionados con iniciativas de conservación de bosques implementadas en el Perú.

ANP: áreas naturales protegidas; REDD+: Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de Bosques; OSINFOR: Organismo de Supervisión de los Recursos Forestales y de Fauna Silvestre; PNCB: Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático; TDC: transferencias directas condicionadas; COP15: Decimoquinta Conferencia de las Partes (del Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático); CC. NN.: comunidades nativas; GORE: gobierno regional; DCI: Declaración Conjunta de Intención entre los Gobiernos de Perú, Noruega y Alemania; MRSE: mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos.

Las iniciativas de conservación basadas en incentivos se han sumado recientemente a lo descrito arriba. Estas han cobrado protagonismo en el Perú en el marco de los esfuerzos globales por reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de la deforestación y **degradación del bosque**, mediante el diseño, preparación e implementación del mecanismo de REDD+ [18]. Sin duda, los proyectos basados en el mecanismo de REDD+ diseñados e implementados a nivel local han captado la atención de las partes interesadas en la conservación de bosques en el Perú. El mecanismo de REDD+, a su vez, forma parte de una serie de modalidades de PSA que busca que los beneficiarios de los bienes y servicios ambientales que provee el bosque retribuyan a los usuarios por modificar y/o mantener comportamientos que contribuyan a preservar su funcionamiento [19]. Tal es el caso de los PSA de corte hidrológico en Moyobamba [20]. A nivel nacional, el Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio

Climático (PNCB), que inició sus actividades en 2010, otorga TDC a comunidades nativas de la Amazonía que evitan la deforestación dentro de sus territorios [21].

Cabe mencionar que el Estado peruano tiene una serie de acuerdos, compromisos y metas nacionales e internacionales relacionados con la reducción de la deforestación y degradación del bosque. A nivel nacional, por ejemplo, el Plan Nacional de Acción Ambiental (PLANAA) propuso una meta de reducción a cero de la deforestación para el año 2021. El PLANAA considera que el PNCB es una de las principales iniciativas para el logro de este objetivo. En el plano internacional, la Declaración Conjunta de Intención (DCI) entre el Gobierno peruano, el Gobierno noruego y el Gobierno alemán, un acuerdo voluntario de cooperación, busca reducir las emisiones de GEI producidas por la deforestación y degradación del bosque. La DCI reconoce las metas planteadas en el PLANAA y busca contribuir a su logro mediante apoyo técnico

y financiero para el diseño e implementación de una serie de instrumentos que incluyen condiciones habilitantes (por ejemplo, regularización de la propiedad indígena), incentivos (por ejemplo, TDC) y desincentivos (por ejemplo, regulación del cambio de uso del suelo). Estas metas no siempre se han cumplido, tal y como se describe a continuación.

2.2 La pérdida de bosques en el Perú

A pesar de las iniciativas mencionadas y de los recursos financieros que el Perú ha recibido en los últimos años⁴, la deforestación ha ido en aumento durante las últimas dos décadas [22-25] (figura 2). Los resultados más recientes del monitoreo de la deforestación indican un promedio de 132 000 ha por año entre 2001 y 2021 (como lo reporta el Ministerio del Ambiente del Perú), con una tasa creciente de aproximadamente 4700 ha por año y un récord de 203 000 ha deforestadas en 2020. Es importante resaltar que la deforestación se da tanto dentro como fuera de áreas donde se implementan iniciativas de conservación de bosques [21, 22, 26, 27].

Esta tendencia representa una superficie total deforestada de 2,6 millones de hectáreas entre 2001 y 2020. Sin embargo, el área de bosque remanente es aún extensa: 68 millones de hectáreas a finales del año 2020, lo que representa el 78 por ciento del área de la Amazonía peruana. Estas características apuntan a una transición de un país de “alta cobertura forestal con bajas tasas de deforestación” a uno con tasas de deforestación crecientes [28].

La deforestación representa la mayor parte de las emisiones de GEI brutas y netas en el Perú. Según el más reciente informe del inventario nacional, las emisiones netas de GEI en 2014 fueron de 167 630 gigagramos de CO₂-eq (GgCO₂-eq) [29]. De ellas, el 45 por ciento correspondió al sector uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (USCUISS), principalmente por la deforestación en la Amazonía peruana [29]. En el mismo año, las emisiones brutas totales, sin considerar la captación de carbono por parte de los bosques (regeneración natural y/o plantaciones forestales), fueron de 189 677 GgCO₂, correspondientes a un 51 por ciento de las emisiones totales [29].

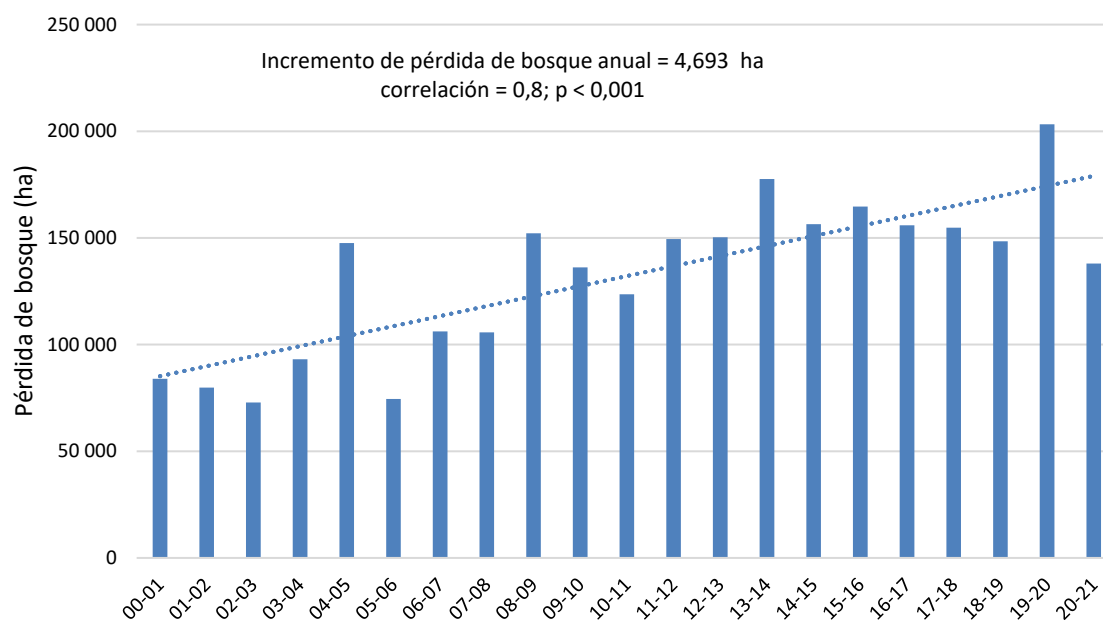


Figura 2. Pérdida anual de cobertura forestal en la Amazonía peruana entre los años 2000 y 2021.

Nota: la pérdida anual de bosque (en ha) entre 2000 y 2021 muestra una tendencia creciente estadísticamente significativa, con una tasa de aumento de 4,693 ha por año (Calculado por los autores). Fuente: Plataforma de monitoreo de cambios sobre la cobertura de los bosques GeoBosques: <http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/perdida.php>

⁴ Se estima que, hasta el año 2020, se había aprobado un total de USD 95,4 millones de fondos climáticos para proyectos y programas específicos de REDD+ en el Perú (Climate Funds Update: <https://climatefundsupdate.org/data-dashboard/themes/>).

En comparación con la información disponible sobre deforestación anual, los datos sobre *regeneración natural del bosque* luego de la deforestación son incompletos. A nivel nacional, el mapeo de Hansen y otros [30] proporciona la única evaluación espacial explícita de las ganancias de bosque en el Perú, que sumaron 1910 km² entre los años 2000 y 2012. Esta superficie total representa solo el 12 por ciento de la pérdida bruta total de bosques para el mismo periodo [30], lo que implica que el Perú es un emisor neto de GEI provenientes del sector USCUS, y que la pérdida de bosques ha crecido con mayor rapidez que las ganancias forestales.

Del mismo modo, la información es escasa y esporádica en cuanto a la degradación del bosque. Oliveira y otros [31] encontraron que, en un área de estudio correspondiente al 79 por ciento de la Amazonía peruana (522 190 km²), entre 1999 y 2005, la degradación del bosque fue de 632 km² por año; menor que la deforestación estimada (645 km² por año) para el mismo periodo y área de estudio. En otro estudio, Asner y otros [32] encontraron que, en un área de 43 000 km² en Madre de Dios, entre 1999 y 2009, la degradación del bosque representó un área total de 177 km², mucho menos que el área deforestada (439 km²), y representó en promedio el 47 por ciento de las emisiones totales de la deforestación. Dada la variación entre estos dos estudios, no se sabe con certeza qué importancia tiene la degradación de bosques en el Perú en términos de emisiones de GEI. Sin embargo, la importancia de la degradación de bosques en relación con la deforestación podría variar a nivel subnacional.

2.3 El efecto de una iniciativa de conservación en reducir la deforestación

Dado lo anterior, cabe preguntarse si la deforestación hubiese sido aún mayor si las iniciativas de conservación de bosques no se hubiesen implementado. Para responder esto, es necesario determinar (i) qué tan efectivas han sido las iniciativas de conservación en las áreas donde han sido implementadas y (ii) cuáles son los factores contextuales, de diseño e implementación que modulan tal efectividad. En otras palabras, se necesita conocer cuál ha sido el efecto causal de las iniciativas. Es decir, cuál es el efecto atribuible únicamente a las iniciativas, independientemente de otros factores. Por ejemplo, si después de dos años de establecida un área de conservación se observa que la deforestación ha disminuido, ¿podemos atribuir tal reducción únicamente al efecto de esta iniciativa? ¿Qué ocurriría si, en el mismo periodo y en el mismo ámbito geográfico, se produjo un fuerte proceso emigratorio, el cual redujo la presión de la deforestación sobre los bosques? ¿No sería esta la causa de la disminución de la deforestación, en vez del efecto mismo de la iniciativa?

Para cuantificar el efecto causal, se necesitan datos y metodologías, lo que implica realizar evaluaciones de impacto a menudo costosas. Quizás esta sea una de las razones principales por las que la medición de la efectividad de las iniciativas de conservación en el Perú, al igual que en muchos otros países, es escasa. Sin embargo, gracias a la disponibilidad y el acceso a series temporales de datos espaciales de deforestación obtenidos mediante sensores remotos, así como al desarrollo de metodologías analíticas avanzadas de **evaluación de impacto**, actualmente es más factible realizar evaluaciones. A continuación, se presentan los conceptos principales relacionados con las evaluaciones de impacto.

3 Marco conceptual

Las evaluaciones de impacto forman parte de un conjunto de enfoques y métodos que contribuyen al diseño e implementación de programas y políticas públicas de desarrollo basados en evidencia. Esto incluye el monitoreo y otros tipos de evaluación, como, por ejemplo, simulaciones *ex ante*, análisis con métodos mixtos (cuantitativos y cualitativos), evaluaciones de procesos, análisis de costo-efectividad y análisis de costo-beneficio. La diferencia principal entre todos estos enfoques y métodos es la pregunta que buscan responder. En el caso de las evaluaciones de impacto, estas se centran en determinar hasta qué punto los resultados de un programa o política son atribuibles a estos al separar los efectos de otros factores que podrían ser los responsables del resultado observado.

Las evaluaciones de impacto se dividen en dos categorías: prospectivas y retrospectivas. Las primeras consideran cuáles áreas o cuáles grupos estarán bajo la influencia de la iniciativa que se va a implementar y cuáles otros serán considerados como grupos de comparación para poder medir el efecto del programa (es decir, **grupos de tratamiento** y **grupos de control**). En cambio, en las evaluaciones retrospectivas, la selección de los grupos de tratamiento y de control se realiza una vez culminada la implementación de la iniciativa. Además, mientras que en las evaluaciones prospectivas se aplican metodologías experimentales, como los denominados “**ensayos controlados aleatorios**”, en las evaluaciones retrospectivas se utilizan **métodos cuasi experimentales**. Estas últimas buscan asemejarse lo más posible a las primeras, al intentar que los grupos de tratamiento y de control sean muy similares, excepto por el hecho de que los primeros fueron beneficiarios de la implementación del programa y los segundos, no. Como se verá a continuación, las metodologías cuasi experimentales son las que más se han utilizado para evaluar la efectividad de las iniciativas de

conservación de bosques en el Perú (en la literatura científica). Por tal motivo, el presente estudio se centra en ellas. A continuación se presentan los principales atributos de las evaluaciones de impacto y la terminología utilizada en ellas.

3.1 Principales atributos y terminología de las evaluaciones de impacto

En el caso de las iniciativas de conservación de bosques, el objetivo principal de las evaluaciones de impacto es conocer su efecto causal en el cambio de la cobertura forestal por deforestación o degradación. Para poder realizar la evaluación es necesario conocer la condición de dicha cobertura forestal a lo largo del tiempo. Esta información puede provenir de sensores remotos u obtenerse, por ejemplo, mediante encuestas a hogares sobre uso del suelo, o de las autoridades que monitorean y controlan el aprovechamiento de los recursos forestales. Las evaluaciones de impacto consideran la variación espacial en tres aspectos: (i) el estado de la cobertura forestal (por ejemplo, algunas áreas que hayan sido deforestadas y otras que no); (ii) las iniciativas de conservación que hayan sido implementadas en ciertas áreas, pero no en otras; y (iii) factores biofísicos y socioeconómicos asociados al estado de la cobertura forestal (por ejemplo, áreas más cercanas a carreteras que otras, áreas más pobladas que otras). La variación temporal (por ejemplo, la deforestación anual, el cambio en los precios de productos agrícolas, la expansión de carreteras) también es tomada en cuenta en el momento de evaluar. Sin embargo, es importante mencionar que existen iniciativas de conservación que, por su escala de intervención, no presentan variabilidad espacial. Este es el caso de las medidas habilitantes antes mencionadas que se implementan a escala nacional o subnacional; por ejemplo, la exoneración del impuesto general a las ventas en la Amazonía peruana.

Adicionalmente, es necesario construir una base de datos que relacione la información de cada uno de los tres aspectos de corte espacial mencionados con una **unidad de análisis**. Esta unidad puede ser un “píxel” o parcela en un mapa (por ejemplo, de 30 m² cuando los mapas son derivados de imágenes Landsat), una celda definida previamente (por ejemplo, 5 km²) o una unidad territorial o administrativa (por ejemplo, un área natural protegida o un distrito). Gran parte de la información necesaria para realizar la evaluación puede ser proporcionadas por instituciones que por lo general se encargan del monitoreo de aspectos biofísicos y socioeconómicos, lo que puede ser una ventaja en términos de reducir costos al realizar la evaluación. Esto es posible siempre y cuando esta información esté disponible y sea accesible para los evaluadores.

Los siguientes son algunos términos por considerar. La **variable respuesta** indica el estado de la cobertura forestal dentro de la unidad de análisis. La **variable tratamiento** mide el nivel de implementación de la iniciativa de conservación, y las **variables control** cuantifican otros factores que afectan el estado de la cobertura forestal (por ejemplo, aptitud forestal o agrícola del suelo, distancia a los centros poblados). Los “factores de confusión” son variables control que, por su naturaleza, afectan tanto el estado de la cobertura forestal como la probabilidad de que una iniciativa de conservación sea implementada en la unidad de análisis. Se denomina **grupo de tratamiento** al conjunto de unidades de análisis donde se implementa la iniciativa de conservación, y **grupo de control** a aquellas donde no es implementada. Además, se utiliza el grupo de control para comparar el resultado de la variable respuesta con el del grupo de tratamiento. El **periodo de evaluación** es el periodo de tiempo durante el cual se evalúa la variable respuesta. Cabe recordar que mediante la aplicación de una evaluación de impacto a una iniciativa de conservación del bosque no solo es posible medir su efecto en la cobertura forestal sino también el efecto en variables socioeconómicas de las personas que estarían afectadas por la iniciativa. En este caso, las unidades de análisis ya no serán unidades de área sino, por ejemplo, familias o comunidades; y la variable respuesta podrá considerar el nivel de pobreza, o de pobreza extrema.

3.2 Evaluación contrafactual

Un aspecto central de las evaluaciones de impacto es que, para identificar el efecto causal de una iniciativa de conservación en mantener la cobertura de bosque y/o en generar beneficios socioeconómicos, es necesario discernir lo que hubiera ocurrido en ausencia de la iniciativa. Este escenario se denomina “**contrafactual**”. La diferencia entre el resultado obtenido del **grupo de tratamiento** y el **contrafactual** es el efecto causal de la iniciativa. Sin embargo, el reto en realizar este tipo de evaluación es que nunca es posible observar en simultáneo los dos resultados en el grupo de tratamiento. Es decir, o se observa la deforestación ocurrida en las áreas de implementación de, por ejemplo, un proyecto de REDD+ entre 2010 y 2015, o se observa la deforestación ocurrida en esas mismas áreas para el mismo periodo en ausencia del proyecto; pero no se observan ambos resultados.

Uno de los objetivos centrales de las evaluaciones de impacto es, por ende, definir un contrafactual apropiado. Se entiende por “apropiado” el resultado observado de un grupo de control que tenga características o variables lo más similares posible a las del grupo de tratamiento. Estimar el contrafactual implica entonces utilizar metodologías estadísticas que permitan elegir un grupo de control que cumpla con el grado de similitud con el grupo de tratamiento. Sin embargo, en la práctica es posible cometer errores al elegir el escenario contrafactual. Esto llevaría a los investigadores a concluir erróneamente que la iniciativa de conservación fue exitosa, cuando en realidad no lo fue. O, por el contrario, inferir que la iniciativa fracasó, cuando en realidad sí fue efectiva. Estos errores se denominan “**sesgos**” y ocurren, por ejemplo, cuando hay diferencias preexistentes entre el grupo de tratamiento y el grupo de control, o cambios que ocurren en el transcurso de la iniciativa implementada (por ejemplo, la expansión de carreteras secundarias) que afectan de manera diferenciada a ambos grupos. A continuación, se presentan dos ejemplos de contrafactuales que pueden generar estos sesgos.

3.3 Comparación “dentro vs. fuera”

Una forma convencional de evaluar la efectividad de una iniciativa de conservación de bosques es comparar áreas donde se implementó la iniciativa con áreas aledañas donde esta no fue implementada

(este sería el contrafactual). Por ejemplo, un proyecto de REDD+ implementado en concesiones de castaña en Madre de Dios compara el área deforestada (variable respuesta) durante 5 años (periodo de análisis) en las concesiones de castaña que forman parte de él (grupo de tratamiento), con el área deforestada en el mismo periodo en áreas aledañas a estas concesiones (grupo de control), pero que no están incluidas en el proyecto.

Invariablemente, este tipo de comparación tiende a generar sesgos debido a que es muy probable que las concesiones de castaña participantes en el proyecto tengan características diferentes a las de las concesiones que no participaron. Esto podría deberse a que la elección de las concesiones participantes no fue aleatoria. Es decir, existieron factores que determinaron su participación (**factor de confusión**), como, por ejemplo, el valor comercial de la castaña (relacionado a su vez con el número de árboles de castaña productivos en la concesión). El hecho de que los bosques de dichas concesiones tengan ya un importante valor económico de uso afecta tanto su selección por parte del evaluador, como la decisión de participar en el proyecto de REDD+, ya que existe un interés previo que influiría en minimizar la deforestación de la concesión. Es probable que las áreas del grupo de control carezcan de tales atributos y tengan mayores probabilidades de ser deforestadas. Este sesgo se denomina “sesgo de selección”. Por lo tanto, la diferencia observada entre la tasa de deforestación del grupo de tratamiento y el contrafactual podría sobreestimar el efecto causal del proyecto de REDD+ en reducir la deforestación; lo que se conoce como un “sesgo de selección positivo”. Si este fuera el caso, se concluiría que el proyecto ha sido efectivo en reducir la deforestación cuando en realidad no lo ha sido.

Además, es importante resaltar que, en el ejemplo anterior, el valor comercial de la castaña sería solo uno de los muchos factores de confusión que podrían sesgar los resultados. Aunque este es un factor que puede ser “observado”, es decir, medido u obtenido mediante datos secundarios, existen otros factores “no observables”, como, por ejemplo, la motivación de los concesionarios a participar en el proyecto de REDD+, frente a la motivación de los propietarios de las áreas del grupo de control. Es muy probable que este factor también difiera entre ambas áreas, y también afectaría la comparación de las tasas de deforestación

entre ellas. La comparación sería válida solo si ambos tipos de factores, los observables y los no observables, fueran en general muy similares entre el grupo de tratamiento y el grupo de control, y la diferencia entre ambas tasas sería el impacto real del proyecto.

Hay un aspecto adicional por considerar cuando se realiza una evaluación mediante este tipo de comparación: el “derrame” o “fuga”. Esto se refiere a que el grupo de tratamiento puede afectar las áreas aledañas (“desplazarse a ellas”), tanto de manera positiva como negativa, lo que introduce sesgos al estimar la efectividad de una iniciativa de conservación. En el ejemplo anterior, durante la implementación del proyecto de REDD+ en las concesiones de castaña, la deforestación “evitada” dentro de las concesiones podría haberse desplazado a las áreas aledañas, aumentando el área deforestada en el grupo de control como producto de las medidas implementadas por el proyecto o con su ayuda. Este ejemplo muestra cómo una comparación entre el grupo de tratamiento y el grupo de control produciría una sobreestimación de la efectividad del proyecto de REDD+ (**sesgo positivo**). Por otro lado, podría producirse un derrame o fuga si la deforestación fuera de las áreas del proyecto de REDD+, por alguna razón, también se hubiese reducido como consecuencia de su implementación. Podría ocurrir que los vecinos se sientan motivados a reducir la deforestación con la esperanza de también formar parte del proyecto de REDD+ en el futuro. Esta comparación subestimaría las reducciones de deforestación atribuibles al proyecto y lo haría parecer un fracaso, cuando en realidad no lo fue (**sesgo negativo**).

Expuesto lo anterior, la clave para una comparación válida de la efectividad de una iniciativa dada es generar un contrafactual que proporcione datos sin sesgos. Cuando esto no se logra, se sobre- o subestiman los resultados de la efectividad de las iniciativas de conservación. El siguiente es un ejemplo real; en 2008, un grupo de investigadores comparó los resultados de la efectividad de las ANP en Costa Rica utilizando diferentes metodologías de evaluación de impacto [33]. Encontraron que, cuando se usaron comparaciones convencionales del tipo “dentro vs. fuera”, la efectividad de las ANP en reducir la deforestación era sobreestimada hasta siete veces más que cuando era estimada utilizando metodologías que intentan controlar estos sesgos.

3.4 Comparación “dentro vs. fuera” usando controles similares

Algunos trabajos han definido que las unidades del grupo de control sean similares a las del grupo de tratamiento considerando algún factor de confusión, como, por ejemplo, la distancia a carreteras. Un ejemplo de este enfoque es el realizado por Oliveira y otros [31], quienes estimaron la efectividad de las ANP en reducir la deforestación y degradación del bosque en la Amazonía peruana. Para ello, definieron que las áreas ubicadas fuera de las ANP que serían elegidas como grupo de control debían ubicarse a una distancia máxima de 20 km de las carreteras principales, al igual que las áreas dentro de las ANP del grupo de tratamiento. Mediante este enfoque, buscaban que el grupo de tratamiento y el grupo de control fueran similares en función del riesgo de deforestación, pues suponían que este era influenciado por la cercanía a las carreteras principales. Dicho supuesto se basó en que la mayoría de la deforestación y degradación del bosque observada entre 1999 y 2005 se ubicó a esa distancia de las carreteras. Aunque esta lógica tiene sentido, es muy posible que existan otros factores, además de la cercanía a las carreteras, que afectan el riesgo de deforestación y que también hayan favorecido la selección de la ubicación espacial de las ANP. Entre estos factores estarían la pendiente del suelo, la cercanía a ríos, la aptitud agrícola del suelo, la cercanía a centros poblados, y su densidad poblacional. Esto quiere decir que tratar de evitar el sesgo por selección utilizando un solo factor de confusión no es suficiente, y que muy probablemente el resultado de la comparación no sea del todo confiable.

3.5 Comparación “antes vs. después”

Otro enfoque para evaluar la efectividad de iniciativas de conservación de bosques es la comparación “antes vs. después”. El contrafactual se construye aquí a partir del mismo grupo de tratamiento, antes de la implementación de la iniciativa. En el ejemplo del proyecto de REDD+ en concesiones de castaña en Madre de Dios, se comparará el área deforestada durante los 5 años de proyecto dentro de las concesiones participantes (el grupo de tratamiento) con el área deforestada

dentro de estas mismas concesiones *antes* de la implementación del proyecto. De esta manera, se intenta controlar el sesgo por selección asumiendo que, dado que el grupo de tratamiento y el grupo de control son los mismos, los factores de confusión no sesgarán los resultados de la evaluación de su efectividad. Sin embargo, existe una alta probabilidad de que ciertos factores de confusión hayan variado, tanto dentro de las concesiones participantes como en su entorno, entre el “antes” y el “después”. Estos factores se denominan “factores variables en el tiempo”. Por ejemplo, el proyecto pudo haberse implementado un tiempo antes de la pavimentación de una carretera y la apertura de caminos secundarios, lo que generó migración hacia la zona del proyecto. Es sabido que la apertura de carreteras es un impulsor de la deforestación y el cambio de uso del suelo en zonas de frontera agrícola [6]. Por lo tanto, es muy probable que la deforestación haya tenido un aumento considerable dentro del grupo de tratamiento en comparación con el grupo de control debido a ciertos factores variables en el tiempo, y que ello haya sesgado negativamente el resultado de la evaluación del proyecto. Nótese que los factores variables en el tiempo afectan también las comparaciones “dentro vs. fuera”.

Como se ha expuesto, se han utilizado, y en algunos casos aún se utilizan, enfoques para la estimación de la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques que introducen sesgos, los cuales, de no ser considerados, llevarían a concluir erróneamente que una iniciativa dada es efectiva cuando en realidad no lo es, o viceversa. Tener claridad sobre cómo se diseñan y ejecutan las comparaciones, y sobre los sesgos que generan y su correcta interpretación, es esencial para la toma de decisiones y la generación de intervenciones futuras en pro de la conservación de los bosques. Con el fin de evitar o minimizar los sesgos que generan los dos enfoques mencionados, investigadores e instituciones relacionados con políticas de desarrollo y conservación de bosques están utilizando nuevas metodologías, las cuales aplican análisis econométricos de datos o **estrategias empíricas**. Aunque el presente documento no busca describir en profundidad tales metodologías, en el apéndice A se describe su relevancia en la reducción de sesgos en las comparaciones “dentro vs. fuera” y “antes vs. después”, lo que permite estimar de manera más confiable la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques.

4 Revisión de la literatura

4.1 Métodos

Con el fin de analizar aquellas publicaciones científicas que han evaluado la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques en el Perú, se utilizó el repositorio Scopus, y se introdujo un comando de búsqueda que consideró una serie de palabras claves (en inglés), incluidas “Perú”, “deforestación”, “degradación de bosques”, “contrafactual”, “evaluación de impacto”, “diferencia en diferencias”, entre muchas otras relacionadas con los conceptos antes descritos (apéndice B). De las 133 publicaciones encontradas, se filtraron aquellas que utilizaron metodologías cuantitativas y que aplicaron métodos experimentales o **métodos cuasi experimentales**. La muestra final consistió de 17 publicaciones para analizar. Se resumen las características principales de estos estudios en el apéndice C.

4.2 Resultados

Todos los estudios cubrieron la totalidad o partes de la Amazonía peruana. Varios de ellos evaluaron más de una variable [20, 27, 31, 34-37]. La variable ambiental evaluada con mayor frecuencia fue la deforestación, seguida de la degradación del bosque y, en algunos casos, el cambio de uso del suelo forestal a uso minero [38] o el establecimiento de concesiones mineras [36]. En cuanto a los objetivos socioeconómicos, se evaluó con mayor frecuencia la variable ingreso económico del hogar [20, 34, 37, 39], seguida de otras variables, como, por ejemplo, tasa de pobreza, tasa de pobreza extrema [37] y bienestar subjetivo [34].

Algunos autores evaluaron la combinación de diferentes tipos de iniciativas de conservación [20, 34, 40]. Por ejemplo, Montoya-Zumaeta y otros

[34] evaluaron la efectividad de una iniciativa de conservación de bosques basada en incentivos (REDD+) que, en simultáneo, era objeto de otra iniciativa basada en desincentivos (fiscalizaciones en campo por parte de OSINFOR en concesiones de castaña). Sin embargo, la mayoría de los estudios evaluaron iniciativas de conservación basadas solo en desincentivos. Dentro de este tipo de iniciativas, la efectividad de las ANP y/o sus áreas de amortiguamiento fue la que se evaluó con mayor frecuencia, considerando tanto sus efectos ambientales [27, 31, 36, 41-43], como los socioeconómicos [20, 37]. Además de las fiscalizaciones de OSINFOR ya mencionadas, otra evaluación consideró la efectividad de las fiscalizaciones de OSINFOR en reducir la tala ilegal dentro de concesiones forestales con fines maderables en Loreto, Ucayali y Madre de Dios [44]. Otras evaluaciones estimaron la efectividad de diferentes categorías territoriales (por ejemplo, concesiones de conservación, concesiones de ecoturismo, tierras forestales de comunidades nativas) [27, 41, 43], y una evaluación en particular analizó el efecto de la superposición de distintas categorías territoriales sobre las tasas de deforestación [45]. Dos evaluaciones consideraron el efecto de iniciativas de conservación basadas solo en incentivos —un proyecto de REDD+ [39] y las TDC que aplica el PNCB [21]— en el nivel de ingresos de los hogares y en la reducción de la deforestación, respectivamente. Además, se encontraron dos estudios que evaluaron medidas habilitantes de conservación de bosques: el proceso de formalización de la minería artesanal en Madre de Dios [38] y la titulación de tierras de comunidades indígenas [35]. Por último, se encontró una evaluación de actores privados: a saber, compromisos de sostenibilidad en concesiones de hidrocarburos y concesiones forestales maderables [40].

4.2.1 Metodologías aplicadas

Se aplicaron diferentes metodologías de evaluación de impacto a los estudios revisados. El estudio de Oliveira y otros en 2007 [31] utilizó una comparación “dentro vs. fuera” en áreas con una distancia similar a carreteras. A partir de 2014, con el estudio de Scullion y otros [41], empezaron a utilizarse metodologías cuasi experimentales. Más adelante, a partir de 2016, empezaron a aplicarse metodologías más sofisticadas que intentaban controlar potenciales sesgos por omisión de variables o por sesgos de selección. Tal es el caso del estudio de Miranda y otros [37], en el que se utilizaron por primera vez diferentes métodos de pareamiento para encontrar un grupo de control adecuado, seguidos de modelos de regresión y evaluando la posibilidad de ocurrencia de sesgos por factores no observables usando los límites de Rosenbaum [46]. A partir de 2017, y gracias a la mayor disponibilidad de series de tiempo de la pérdida de cobertura forestal en el Perú, empezaron a utilizarse modelos de regresión con efectos fijos. Tal es el caso del estudio de Blackman y otros [35], quienes estimaron el efecto de la titulación de tierras a comunidades indígenas en la reducción de la deforestación y degradación de bosques. En 2019, Giudice y otros [21] también aplicaron modelos de regresión con efectos fijos para estimar la efectividad del PNCB en reducir la deforestación. En paralelo, y a partir de 2018, se empezó a utilizar la metodología de diferencias en diferencias (apéndice A), en un inicio aplicada a los resultados del grupo de tratamiento y el de control [45], y más adelante incorporada a modelos de regresión [21, 34]. Es importante destacar que, a la fecha, la única evaluación de impacto que utiliza diseños estrictamente experimentales es la de Slough y otros [47].

4.2.2 Áreas naturales protegidas

Las ANP son el instrumento de política de conservación de bosques más evaluado en los estudios encontrados, tanto a nivel nacional como local. Aunque se halló que las ANP han reducido la deforestación y la degradación de bosques, es importante mencionar que los estudios analizados encuentran que la deforestación y/o degradación del bosque ya era relativamente baja dentro de las ANP en comparación con las zonas fuera de ellas. Por ejemplo, Miranda y otros [37] describen que la tasa de deforestación y degradación del bosque dentro de las ANP es de apenas un 0,1 por ciento,

mientras que fuera de ellas es de un 2,0 por ciento. Otro punto importante es que, si bien es cierto que no se puede comparar directamente las cifras entre estudios, la efectividad estimada en cada estudio varía considerablemente. Por ejemplo, para el caso de todo el ámbito amazónico, mientras que Oliveira y otros [31] sugieren que las ANP fueron un 400 por ciento más efectivas en reducir la deforestación entre 1999 y 2005 que las áreas sin intervención, Miranda y otros [37] encuentran que las ANP redujeron la deforestación y degradación del bosque en apenas un 4 por ciento entre 2000 y 2006, dentro del mismo ámbito de estudio. De manera similar, Schleicher y otros [27] encuentran que las ANP redujeron la deforestación y degradación del bosque en menos del 2 por ciento entre 2006 y 2011. Hay que notar que Oliveira y otros [31] utilizan una metodología sujeta a sesgos, por lo que es muy probable que se haya producido una sobreestimación de la efectividad de las ANP. Como ya se mencionó (en el marco conceptual), existen estudios que, al comparar diferentes metodologías, encuentran que las comparaciones “dentro vs. fuera”, como la realizada por Oliveira y otros [31], sobreestiman la efectividad de las ANP [33]. El estudio de Aguirre y otros [42] utiliza un modelo de diferencias en diferencias aplicado a **datos de panel** para evaluar la efectividad de las ANP (incorporando la presencia de carreteras o la cercanía a ellas) sobre la deforestación entre 2001 y 2016. Los autores encuentran que las ANP han sido efectivas, y que han reducido la deforestación en aproximadamente 6,5 km² por cada 400 km² (1,6 por ciento).

4.2.3 Comparaciones entre categorías de iniciativas

En Madre de Dios, dos estudios [41, 43] evaluaron el efecto de diferentes categorías territoriales consideradas como áreas de conservación⁵ sobre la tasa de deforestación. En el primer estudio, Vuohelainen y otros [43] encuentran que las áreas de conservación reducen la deforestación en comparación con zonas fuera de ellas, y que la efectividad varía entre categorías. Por ejemplo, las ANP resultan menos efectivas en reducir la deforestación que las concesiones de conservación y de ecoturismo. Los autores atribuyen este resultado,

5 Ambos estudios consideran como áreas de conservación las siguientes categorías territoriales: tierras indígenas, ANP y sus zonas de amortiguamiento, concesiones de conservación, concesiones de ecoturismo y concesiones de castaña.

sobre la base de entrevistas a informantes claves, a las actividades de monitoreo y vigilancia, y a las buenas relaciones con las comunidades vecinas. Por el contrario, las ANP serían más efectivas en reducir la deforestación que las tierras de comunidades nativas, lo que parece ser explicado por la débil gobernanza y alta migración local hacia dichas tierras. Sin embargo, se debe tomar con cautela estos resultados, ya que no se utiliza un diseño cuasi experimental [43], por lo que podría haber sesgos.

En el segundo estudio, y utilizando un diseño cuasi experimental (pareamiento por puntaje de propensión), Scullion y otros [41] encuentran también que las áreas de conservación reducen la deforestación en comparación con áreas no designadas como tales (concesiones forestales, predios agrícolas y concesiones de reforestación). Según los autores, la pérdida de cobertura forestal se redujo en un 1,53 por ciento dentro de las áreas de conservación; el efecto es mayor (1,93 por ciento) cuando no se consideran áreas de conservación con superposición de usos no compatibles con la conservación (autorizaciones de minería, predios agrícolas y concesiones de hidrocarburos). Por el contrario, los autores no encontraron un efecto sobre la deforestación dentro de las áreas de conservación que presentan superposición con otros usos no compatibles.

De manera similar, en relación con otras categorías territoriales, Schleicher y otros [27] encontraron que tanto las concesiones de conservación como las tierras forestales de comunidades nativas redujeron la deforestación y degradación del bosque, aunque por escasos márgenes (< 2 por ciento, en promedio). A diferencia del estudio de Vuohelainen y otros, antes descrito, Schleicher y otros encuentran que las tierras de comunidades nativas fueron más efectivas que las ANP en reducir la deforestación y degradación del bosque, cuando se las compara con áreas sin intervención alguna. Sin embargo, este efecto desaparece cuando se compara las ANP con concesiones mineras y concesiones forestales. No obstante, las ANP son la única categoría de conservación que presenta un efecto significativo cuando se las compara con concesiones mineras, tanto para deforestación como para degradación del bosque. De manera similar, solo las ANP y las tierras de comunidades nativas presentan una efectividad significativa cuando se las compara con concesiones forestales. Los autores no observaron algún efecto de las

concesiones de conservación en comparación con las concesiones forestales.

El estudio de Weisse y Naughton-Treves [36] es el único que se centra de manera exclusiva en el efecto de las zonas de amortiguamiento de ANP sobre la deforestación y expansión minera legal. Utilizando también un diseño cuasi experimental (pareamiento con distancias de Mahalanobis), encuentran que, entre 2007 y 2012, las zonas de amortiguamiento redujeron en un 0,38 por ciento la deforestación (320 km²) y en un 2,9 por ciento (1739 km²) la expansión minera dentro de dichas zonas. La reducción es mayor (1,02 por ciento para deforestación y 5 por ciento para establecimiento de nuevas concesiones mineras) cuando solo se consideran las zonas que ya presentaban más deforestación o minería antes del establecimiento de las zonas de amortiguamiento.

El estudio de Anderson y otros [45] evalúa el efecto de la superposición de diferentes categorías de uso del suelo sobre la deforestación entre 2000 y 2014. Encontraron que la superposición de diferentes categorías (uso sostenible⁶, uso comercial⁷ y conservación estricta⁸), aunque realizada de manera inadvertida, reduce la deforestación (entre un 0,2 y un 6 por ciento, dependiendo del tipo de superposición evaluada). Los autores concluyen que este resultado podría estar explicado por estrategias de prevención de conflictos utilizadas por los propietarios, o por la gestión de usos múltiples del bosque como herramienta de conservación.

4.2.4 Conservación del bosque basada en desincentivos

De las iniciativas de conservación basadas en desincentivos, Solís [44] evaluó el impacto de las supervisiones de OSINFOR sobre la tala ilegal en concesiones forestales maderables entre 2013 y 2014. Encontró que las supervisiones en campo reducen la extracción de madera ilegal en aproximadamente 1500 m³ en un año en promedio. Al extrapolar este valor al total de las

6 Esta categoría incluye: zona de amortiguamiento de ANP, tierras de comunidades nativas, concesiones de conservación y concesiones de ecoturismo

7 Esta categoría incluye: concesiones de castaña, concesiones maderables, concesiones de shiringa (*Hevea brasiliensis*) y lotes de hidrocarburos

8 Esta categoría incluye: concesión de manejo de vida silvestre, área de conservación adicional y ANP

evaluaciones de campo realizadas de 2009 a 2014, se encuentra que el total de la madera ilegal evitada sería de 679 320 m³. Este valor equivale a un 80 por ciento de la extracción anual promedio a nivel nacional. De manera similar, Anderson y otros [40] evaluaron el efecto de las multas por deforestación ilegal en concesiones forestales maderables y concesiones castañeras. En este caso, a diferencia de lo encontrado por Solís para el caso de la tala ilegal, no se redujo la deforestación por la aplicación de estas sanciones pecuniarias. Los autores argumentan que la falta de impacto puede deberse a multas insuficientes y/o bajos niveles de sanción.

4.2.5 Impactos socioeconómicos

Miranda y otros [37] evaluaron el efecto de las ANP sobre el ingreso y consumo per cápita, la tasa de pobreza y la tasa de pobreza extrema de los hogares de comunidades ubicadas en sus inmediaciones entre 2001 y 2006. Utilizando un diseño cuasi experimental basado en técnicas de pareamiento y modelos de regresión, los autores encontraron que las ANP no tuvieron efectos en la reducción de la pobreza monetaria de las comunidades locales ubicadas en sus inmediaciones. Por el contrario, la tasa de pobreza extrema se incrementó en un 8 por ciento en aquellos hogares que se ubicaban a una distancia de hasta 5 km de las ANP. Sin embargo, no se encontró un efecto similar en otras variables de tipo socioeconómico. Los autores concluyen que existen indicios de que las ANP podrían estar teniendo efectos adversos sobre el bienestar de las poblaciones aledañas a pesar de reducir la deforestación. Además, los autores sugieren que la ausencia de un efecto positivo de las ANP en el bienestar de las poblaciones aledañas puede deberse a la falta de actividades económicas que den valor al bosque en pie, como el ecoturismo, o a la escasa valoración de bienes y servicios ambientales en el momento de estimar beneficios socioeconómicos.

Tres estudios evaluaron los efectos socioeconómicos de iniciativas de conservación de bosques basadas en incentivos [39], y conjuntamente de incentivos y desincentivos, considerando las medidas de “comando y control” ya existentes en el área de estudio [20, 48]. Montoya-Zumaeta y otros [20] evaluaron el efecto de un programa de pagos por servicios hidrológicos (PSEH) en un ANP⁹ sobre el nivel de ingresos, el

nivel de activos y el bienestar subjetivo de los hogares participantes del programa de PSEH entre 2010 y 2016. Los autores encontraron que, con todo, el área de conservación no tuvo ningún efecto significativo sobre los ingresos¹⁰ o la tenencia de activos¹¹ de los hogares participantes, los cuales, a su vez, indicaron que su calidad de vida era menor que la reportada por hogares ubicados fuera del área de conservación. Encontraron que, cuando esta medida de “comando y control” estaba acompañada por PSEH, los pagos generaron un incremento mayor, tanto de los ingresos (PEN 989-1022) como de los activos (0,8 por ciento), en el grupo de tratamiento en comparación con el grupo de control. Los hogares participantes también reportaron reducciones de la calidad de vida en comparación con aquellos que no participaron. Sin embargo, estas reducciones fueron mayores que aquellas halladas en los hogares que se encontraban dentro del área de conservación pero que no recibieron pagos. Los autores sugieren que este resultado es producto de las altas expectativas no alcanzadas por el programa de PSEH.

En el caso de iniciativas de REDD+ (una en concesiones de castaña en Madre de Dios y otra en Ucayali, dentro de bosques comunitarios), Solís y otros [39] no encontraron ningún efecto sobre los ingresos anuales derivados de los productos del bosque de los hogares participantes, a pesar de que era el objetivo planteado inicialmente. De manera similar, Montoya-Zumaeta y otros [48] encontraron que la iniciativa de REDD+ en concesiones de castaña no alcanzó ninguno de los resultados esperados, al no lograr reducir la deforestación ni la degradación del bosque, ni tampoco mejorar el bienestar humano de los participantes. Aún más, se halló que los participantes tenían entre un 13 y un 16 por ciento más de probabilidades de declarar que su bienestar había empeorado recientemente. Los autores argumentan que la falta de efectividad de este proyecto se debe a los retrasos en los pagos de los incentivos monetarios a los concesionarios participantes y a que los beneficios no se alinearon con las necesidades de los participantes. Por

10 Ingresos anuales de los hogares: ingresos agrarios, ambientales y no agrarios agregados para los años 2010 y 2016 [20].

11 Tenencia de activos por parte de los hogares: un índice con una escala de 0 a 11 basado en la suma de los activos declarados, que indica el estado de bienestar material (por ejemplo, vehículos, motocicletas, teléfonos móviles, ganado) para los años 2010 y 2016 [20].

9 Zona de Conservación y Recuperación Ecológica Rumialba, Moyobamba, San Martín.

el contrario, las fiscalizaciones realizadas por OSINFOR dentro de dichas concesiones sí consiguieron reducir la deforestación en 0,7 ha por año por concesión supervisada.

4.2.6 Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático

El estudio de Giudice y otros [21] evaluó la efectividad del PNCB; en específico, el mecanismo de TDC en reducir la deforestación dentro de las tierras de comunidades nativas participantes entre 2011 y 2015. El estudio abarcó toda el área que ocupa la comunidad, así como la denominada “bosque de conservación”, la cual corresponde a la porción del territorio titulado que las comunidades eligieron conservar. Los autores evaluaron además el efecto del PNCB en las áreas de las comunidades participantes que no fueron inscritas; es decir, las zonas de otros usos, dentro de las cuales el PNCB no imponía ninguna condicionalidad para recibir las TDC. Se encontró que el PNCB redujo la deforestación (en un 6 por ciento), pero, a diferencia de lo esperado, solo dentro de las zonas de otros usos. Se atribuye este resultado a un efecto de fuga positivo, ya que las áreas participantes presentaban poca amenaza de deforestación y estaban sometidas a un deficiente control y sanción de la condicionalidad. El estudio pasó por evaluación complementaria [49], donde se estimaron los costos y beneficios de la reducción de la deforestación alcanzada por el PNCB durante sus cinco primeros años de implementación. Se encontró que, considerando un escenario en el que la reducción de la deforestación no sería permanente¹², los costos de la iniciativa PNCB superan ampliamente los beneficios alcanzados.

4.2.7 Medidas habilitantes

Tres estudios realizaron evaluaciones sobre medidas habilitantes. El de Blackman y otros [35] evaluó el efecto de la titulación de comunidades nativas entre

2002 y 2005. Se encontró que la titulación redujo la deforestación en un 79 por ciento en comparación con el contrafactual, y la degradación del bosque en un 63 por ciento (en la ventana de tiempo que incluye el año en que las comunidades se titularon y un año después). Sin embargo, la evaluación carece de un grupo de control lo suficientemente grande, por lo que se debe interpretar con cautela los resultados. El segundo estudio [38] evaluó el efecto del proceso de formalización de la minería en Madre de Dios luego del establecimiento del denominado “corredor minero”. Se encontró que la deforestación por minería aumentó tanto dentro como fuera del corredor minero (en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata, y dentro de algunas comunidades nativas), un resultado contrario al efecto deseado. El tercer estudio [47] evaluó el efecto de monitores capacitados e incentivados para patrullar bosques comunales durante un periodo de 2 años en las cuencas de los ríos Napo y Amazonas. Este estudio se basó en un diseño experimental, el cual asignó de manera aleatoria el grupo de tratamiento y el grupo de control. En específico, 39 comunidades formaron parte del programa de capacitación y patrullaje, y 37 comunidades no lo hicieron. Hubo una reducción de la deforestación en un 37 por ciento en el grupo de tratamiento en comparación con el grupo de control, y en aquellas comunidades con mayor presión de deforestación, la efectividad fue aún mayor.

4.2.8 Un caso especial

Uno de los estudios [40] consideró un tipo de iniciativa fuera de las tres categorías (es decir, condiciones habilitantes, incentivos y desincentivos) y evaluó el efecto de compromisos de sostenibilidad sobre la deforestación dentro de concesiones maderables y de hidrocarburos. El estudio reporta que los compromisos asumidos por concesionarios forestales y de hidrocarburos no redujeron la deforestación, y argumenta que la falta de efectividad podría deberse a un control insuficiente o una exigencia inadecuada de los compromisos de sostenibilidad.

4.3 Discusión

El Estado peruano, así como otros actores interesados en la conservación de bosques, vienen diseñando e implementando, desde hace décadas, medidas que buscan contrarrestar los efectos ambientales y sociales negativos ocasionados por la pérdida del bosque. Dichas iniciativas han sido

12 La falta de permanencia implica que, luego del fin del contrato de conservación entre una comunidad y el PNCB, la comunidad vuelve a deforestar al mismo nivel anterior a la firma del acuerdo. De esta manera, se pierde lo ganado en términos de emisiones reducidas. Véase, por ejemplo: <https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/867301589223292444/evaluating-the-permanence-of-forest-conservation-following-the-end-of-payments-for-environmental-services-in-uganda>.

implementadas principalmente en la Amazonía peruana, donde se ubica el 53 por ciento de las tierras forestales del territorio nacional [26]. Sin embargo, a pesar de tales esfuerzos, la deforestación ha aumentado durante los últimos 20 años, y alcanzó uno de sus mayores picos en 2021. En este contexto, la presente revisión proporciona información oportuna sobre la efectividad que han alcanzado diferentes iniciativas de conservación de bosques.

4.3.1 Divergencias en el nivel de efectividad

Un resultado notable de esta revisión son las divergencias entre las iniciativas de conservación en reducir la deforestación y la degradación del bosque: algunas han sido efectivas, mientras que otras no. De manera similar, algunas iniciativas han tenido efectos positivos sobre variables socioeconómicas, mientras que otras no (o han tenido un efecto negativo). Estas divergencias ya han sido reportadas anteriormente, por ejemplo, en iniciativas sobre PSA [50], y se sabe que son consecuencia de factores contextuales, de diseño y de implementación de cada una de las iniciativas de conservación [12, 51]. El hecho de que las áreas involucradas en iniciativas de conservación de bosques se encuentren en zonas con poca amenaza de deforestación o históricamente hayan presentado escasas o nulas tasas de deforestación, condiciona que la efectividad de aquellas sea baja. Este es el caso del PNCB [21], donde se encontró que las tierras de comunidades nativas participantes tenían menores tasas de deforestación antes del inicio de la iniciativa en comparación con comunidades que no participaron. Esto también ha ocurrido en otras iniciativas de conservación en el Perú [34] y podría deberse a que los procesos de identificación y selección de las áreas aún no consolidan metodologías para definir el grado de amenaza y considerarlo como un criterio de selección. Los dos estudios en esta revisión que evaluaron la efectividad de iniciativas basadas en medidas habilitantes mostraron resultados opuestos en cuanto a su efectividad ambiental.

4.3.2 Iniciativas basadas en desincentivos vs. iniciativas basadas en incentivos

La revisión encontró que las iniciativas de conservación basadas en desincentivos han sido efectivas en reducir la deforestación y la degradación del bosque, aunque dicha efectividad

ha sido de magnitud modesta. Por el contrario, la mayoría de las iniciativas basadas en incentivos (REDD+ y TDC) no han conseguido alcanzar sus objetivos. Estos resultados podrían explicar la tendencia creciente de la deforestación en la Amazonía peruana (véase la figura 1). Además de la baja presión de deforestación observada en muchas de las áreas donde se han implementado iniciativas de conservación, una posible falta de idoneidad podría explicar también la baja efectividad encontrada. Por ejemplo, es pertinente preguntarse si las TDC a comunidades nativas o los pagos por servicios ambientales son idóneos en áreas donde los agentes causantes de la deforestación no son los propietarios o concesionarios de las áreas que reciben dichos beneficios, sino agentes externos.

En vista de lo anterior, futuras iniciativas deberían considerar, en su etapa de diseño, un análisis de las causas subyacentes (además de actores y sectores) de la deforestación, y el desarrollo de **teorías de cambio** presentadas en documentos estratégicos, como es el caso de la Estrategia Nacional sobre Bosques y Cambio Climático [26]. En ella, se identifica que gran parte de la deforestación ocurre en áreas sin derechos asignados ni categoría de ordenamiento territorial, lo que facilita procesos de invasión y cambio ilegal de uso del suelo forestal. Sin una identificación adecuada de lo que determina en primer lugar la pérdida de bosque, se corre el riesgo de que una iniciativa dada no alcance los objetivos esperados. Lo mismo aplica cuando los objetivos de una iniciativa en particular apuntan a mejorar el bienestar de las poblaciones locales: la revisión reporta que ni las iniciativas basadas en incentivos ni aquellas basadas en desincentivos han logrado tener un impacto significativo en las poblaciones beneficiarias. Esto es preocupante, ya que la pobreza y la pobreza extrema son elevadas en el ámbito rural amazónico [52].

4.3.3 Nivel de cumplimiento de los objetivos de las iniciativas

De los 17 estudios revisados, solo 2 muestran haber alcanzado sus resultados esperados: (i) la titulación de tierras de comunidades nativas [35] y (ii) las fiscalizaciones de OSINFOR dentro de concesiones forestales maderables [44]. Como ya se mencionó, los resultados del primer caso deben ser tomados con cautela, y se debe considerar que la titulación es una condición necesaria mas no suficiente para asegurar la tenencia de la tierra y

promover la protección del bosque [53]. Para que pueda tener un efecto significativo en reducir la deforestación, sería necesario un acompañamiento con inversiones en acciones de monitoreo y control. El segundo estudio estaría mostrando que OSINFOR ha sido efectivo en la reducción de la tala ilegal (o degradación del bosque) dentro de dichas concesiones [44], a diferencia de lo encontrado por otros estudios en la reducción de la deforestación [40, 48]. Esta diferencia podría atribuirse al hecho de que la deforestación no es el mayor problema dentro de dichas concesiones debido a, por ejemplo, su ubicación espacial en relación con otras áreas. En muchas regiones de la Amazonía peruana, las concesiones forestales se encuentran en lugares de difícil acceso [54, 55], lo que indirectamente favorece su conservación frente al cambio de uso del suelo [31].

4.3.4 Insuficientes evaluaciones de impacto en lo ambiental y lo social

La revisión sugiere que las evaluaciones de impacto a iniciativas de conservación de bosques han sido pocas en relación con el número total de iniciativas a nivel nacional (figura 1). Ejemplos notables de ello son las concesiones de conservación o la expansión de las TDC a otras comunidades nativas¹³. Tampoco han sido evaluadas iniciativas contempladas en el Reglamento para la Gestión Forestal, como, por ejemplo, la efectividad de la obligación de mantener con cobertura forestal el 30 por ciento del área total en tierras de aptitud agrícola, tanto aquellas de dominio público como privado. Es relevante preguntarse cuáles serían las razones que podrían estar condicionando la falta de evaluaciones de impacto en el sector ambiental peruano. Aunque la presente revisión no busca responder esta pregunta, se plantean posibles razones. Primero, la falta de interés político, vinculada, por ejemplo, al riesgo (real o subjetivo) que perciben los gestores de proyectos de mostrar que sus intervenciones no obtienen los resultados esperados. Segundo, la falta de capacidades de los actores involucrados, dado el grado de complejidad analítica y conceptual asociado a la asignación de contrafactuales y la poca conciencia de los beneficios que las evaluaciones de impacto

conlleven. Tercero, la percepción de que el presupuesto necesario para realizar evaluaciones de impacto es un gasto innecesario y que disminuye los recursos disponibles para realizar acciones directas de conservación (percibidas como efectivas *de facto*). Además, la falta de datos (ambientales, socioeconómicos) puede hacer inviable una adecuada evaluación de impacto. Sería importante reflexionar sobre estos aspectos para comenzar a fomentar una cultura de evaluaciones de impacto en el sector ambiental peruano.

La revisión reporta además que las evaluaciones se han enfocado principalmente en medir la efectividad de las ANP. Es algo entendible, ya que, en el Perú, la conservación de bosques y su biodiversidad se ha centrado tradicionalmente en establecer ANP. Sin embargo, en los últimos años, la evaluación de iniciativas basadas en incentivos, como los proyectos de REDD+ o las TDC, ha recibido una atención creciente. No obstante, programas como el PNCB, que ofrece incentivos económicos condicionados, han sido evaluados desde diferentes aspectos en muchas ocasiones en México y Costa Rica [56-60], mientras que en el Perú existe solo una evaluación sobre su efectividad ambiental y ninguna sobre su efecto socioeconómico. Sin evidencia que nos indique, por ejemplo, el impacto del programa en la reducción de la pobreza de las comunidades participantes, no será posible entender cómo y bajo qué condiciones dicha iniciativa puede ser más efectiva y contribuir así al desarrollo local.

4.3.5 Aspectos metodológicos

Esta revisión revela una evolución paulatina en la aplicación de métodos cada vez más rigurosos que procuran minimizar sesgos en las estimaciones de la efectividad de iniciativas de conservación de bosques. Es posible que la baja efectividad reportada en una de las primeras evaluaciones realizadas en el Perú se deba a este aspecto [31]. Por otro lado, existen alternativas metodológicas para realizar evaluaciones de impacto rigurosas, que han sido poco utilizadas en el Perú. Este es el caso de los diseños experimentales y, dentro de los diseños cuasi experimentales, las metodologías de control sintético y los diseños de regresión discontinua. Ciertamente, el caso peruano no es único. A nivel mundial, existen muy pocas evaluaciones que hayan aplicado ensayos aleatorios controlados a iniciativas de conservación de bosques [14, 61], a pesar de que, desde inicios de la década de

13 Esta medida es contemplada en la Estrategia Nacional sobre Bosques y Cambio Climático y forma parte de los acuerdos establecidos en la Declaración Conjunta de Intención entre los Gobiernos de Perú, Noruega y Alemania

2010, diferentes investigadores sugieren utilizar con mayor frecuencia el diseño experimental para obtener resultados rigurosos y entender mejor los mecanismos por los cuales las iniciativas de conservación obtienen (o no) los resultados esperados [9, 50, 62]. Ya que no siempre es posible utilizar estos ensayos, metodologías como las antes mencionadas ayudarían a controlar mejor los posibles sesgos [56, 63].

Otro resultado importante de esta revisión es que, más allá de esperar que uno u otro tipo de iniciativa sea más efectivo por sí mismo, es esencial entender el contexto, las características de diseño e implementación de cada una [51], y los mecanismos y acciones por los cuales se espera alcanzar los resultados [62]. En este sentido, es indispensable contar con teorías de cambio que presenten dichos factores de una manera sistemática, en la que se pueda entender cómo diferentes insumos, productos y resultados intermedios permitirían alcanzar el impacto deseado, toda vez que se cumplan una serie de supuestos. De los estudios revisados, pocos presentaron una teoría de cambio [21, 35, 48]. Entender estos mecanismos, a través de teorías de

cambio, es crucial para mejorar la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques [12, 13] más allá de análisis estrictamente cuantitativos.

Dicho lo anterior, y con el fin de complementar la evaluación cuantitativa de la efectividad de las iniciativas de conservación, las evaluaciones de impacto con métodos cualitativos serían también necesarias para ayudar a entender si dichas iniciativas fueron o no implementadas de acuerdo con lo planificado. De los estudios revisados, solo algunos mostraron resultados de encuestas a hogares o informantes claves que exploraran en detalle el proceso mismo de implementación de la iniciativa. Por ejemplo, el hecho de que las familias participantes de un proyecto de REDD+ en Madre de Dios no llegaron a recibir algún pago o compensación por sus esfuerzos en conservar sus bosques, va en detrimento de reducir la deforestación [48]. De manera similar, la evaluación del proceso de formalización de la minería aluvial permite entender las dificultades que ha enfrentado dicho proceso y por qué, aparentemente, el corredor minero no ha disminuido la expansión minera legal fuera de este [38].

5 Conclusiones y recomendaciones

- La práctica de evaluar el impacto de las iniciativas de conservación de bosques en el Perú, tanto en términos ambientales como sociales, es poco común. No existen a la fecha evaluaciones de impacto realizadas a programas o proyectos de conservación de bosques en el marco de las evaluaciones que promueve el Ministerio de Economía y Finanzas.
- Las evaluaciones han analizado principalmente la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques en la dimensión ambiental; aún se sabe poco acerca de cuán efectivas son en la dimensión socioeconómica.
- La efectividad de las iniciativas de conservación de bosques en reducir la deforestación ha sido moderada o nula. En otras palabras, en los últimos años, la pérdida de bosques no hubiera sido (mucho) mayor si dichas iniciativas no se hubiesen implementado.
- Las iniciativas parecen tener menor efectividad cuando sus áreas de implementación se superponen con otros usos del suelo, y mayor efectividad cuando se ubican en áreas con mayor amenaza de ser deforestadas.
- En el caso de las iniciativas de REDD+, estas no mostraron efectividad en reducir la deforestación o degradación del bosque, ni tampoco en proporcionar claros beneficios económicos a las poblaciones involucradas.
- La escasa evidencia existente sobre el bienestar de las poblaciones afectadas por las iniciativas basadas en desincentivos sugiere que este no

cambia, y en algunos casos incluso se deteriora. Sin embargo, cuando estas medidas son complementadas con incentivos económicos, sí presentan un efecto positivo en el bienestar de las poblaciones afectadas.

- Existe poca evidencia sobre (i) si los beneficios de las iniciativas de conservación superan a los costos y en qué medida, y (ii) cómo varía la efectividad de la iniciativa en función del grado de amenaza de pérdida de cobertura forestal y de otros factores contextuales.

Sobre la base de los resultados de esta revisión, se plantean las recomendaciones siguientes:

- Implementar iniciativas de conservación en áreas con gran amenaza de pérdida de cobertura forestal.
- Hacer efectivas las sanciones y monitorear el cumplimiento de las condiciones cuando se trate de medidas basadas en incentivos.
- Asegurar que los participantes de las iniciativas reciban los beneficios esperados y que el nivel de dichos beneficios corresponda a su contexto microeconómico. En el caso de incentivos a comunidades nativas, es fundamental que las áreas comprometidas en iniciativas de conservación incluyan la totalidad del bosque remanente.
- Brindar soporte a organismos fiscalizadores como OSINFOR, ya que las sanciones que impone parecen haber tenido un importante efecto en reducir la tala ilegal.
- Incluir en las evaluaciones de impacto enfoques cuantitativos como cualitativos.

Bibliografía

1. Duchelle AE, Almeyda Zambrano AM, Wunder S, Börner J y Kainer KA. 2014. Smallholder specialization strategies along the forest transition curve in Southwestern Amazonia. *World Development* 64:S149-S158.
2. Seymour F y Busch J. 2016. *Why Forests? Why Now? The Science, Economics, and Politics of Tropical Forests and Climate Change*. Washington D. C.: Center for Global Development.
3. Wunder S, Angelsen A y Belcher B. 2014. Forests, livelihoods, and conservation: Broadening the empirical base. *World Development* 64:S1-S11.
4. Angelsen A, Jagger P, Babigumira R, Belcher B, Hogarth NJ, Bauch S, Börner J, Smith-Hall C y Wunder S. 2014. Environmental income and rural livelihoods: A global-comparative analysis. *World Development* 64:S12-S28.
5. [FAO] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
6. Busch J y Ferretti-Gallon K. 2017. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. *Rev Environ Econ Policy* 11:3-23.
7. Pirard R, Wunder S, Duchelle AE, Puri J, Asfaw S, Bulusu M, Petit H y Vedoveto M. 2019. *Effectiveness of Forest Conservation Interventions: An Evidence Gap Map*.
8. Baylis K, Honey-Rosés J, Börner J, Corbera E, Ezzine-de-Blas D, Ferraro PJ, Lapeyre R, Persson UM, Pfaff A y Wunder S. 2016. Mainstreaming impact evaluation in nature conservation. *Conservation Letters* 9:58-64.
9. Miteva DA, Pattanayak SK y Ferraro PJ. 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: What works and what doesn't? *Oxf Rev Econ Policy* 28:69-92.
10. Ferraro PJ. 2009. Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy. *New Directions for Evaluation* 2009:75-84.
11. Gertler PJ, Martínez S, Premand P, Rawlings LB y Vermeersch CMJ. 2016. *Impact Evaluation in Practice*.
12. Börner J, Schulz D, Wunder S y Pfaff A. 2020. The effectiveness of forest conservation policies and programs. *Annual Review of Resource Economics* 12:45-64.
13. Wunder S, Börner J, Ezzine-de-Blas D, Feder S y Pagiola S. 2020. Payments for environmental services: Past performance and pending potentials. *Annual Review of Resource Economics* 12:209-234.
14. Jayachandran S, De Laat J, Lambin EF, Stanton CY, Audy R y Thomas NE. 2017. Cash for carbon: A randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. *Science* 357:267-273.
15. Snilsveit B, Stevenson J, International Initiative for Impact Evaluation (3ie), et al. 2019. *Incentives for climate mitigation in the land use sector – the effects of payment for environmental services (PES) on environmental and socio-economic outcomes in low- and middle-income countries: A mixed-method systematic review*. <https://doi.org/10.23846/SR00044>
16. Börner J y Vosti SA. 2013. Managing tropical forest ecosystem services: An overview of options. En Muradian R y Rival L, eds. *Governing the Provision of Ecosystem Services*. Dordrecht: Springer Netherlands. 21-46.
17. Dourojeanni M. 2018. *Áreas naturales protegidas del Perú: el comienzo*. 1.ª ed. Lima: Universidad Nacional Guzmán y Valle.
18. Piu HC y Menton M. 2014. *The context of REDD+ in Peru: Drivers, agents and institutions*. CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/004438>
19. Wunder S. 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics* 117:234-243.

20. Montoya-Zumaeta J, Rojas E y Wunder S. 2019. Adding rewards to regulation: The impacts of watershed conservation on land cover and household wellbeing in Moyobamba, Peru. *PLOS ONE* 14:e0225367.
21. Giudice R, Börner J, Wunder S y Cisneros E. 2019. Selection biases and spillovers from collective conservation incentives in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* 14:045004.
22. Potapov PV, Dempewolf J, Talero Y, et al. 2014. National satellite-based humid tropical forest change assessment in Peru in support of REDD+ implementation. *Environ Res Lett* 9:124012.
23. Vargas C, Rojas E, Castillo D, Espinoza V, Calderón-Urquiza A, Giudice R y Málaga N. 2014. *Memoria descriptiva del mapa de bosque / no bosque año 2000 y mapa de pérdida de los bosques húmedos amazónicos del Perú 2000-2011*. Lima: Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM).
24. Vargas C, Rojas E, Castillo D, Espinoza V, Calderón-Urquiza A, Giudice R y Málaga N. 2014. *Reporte de la pérdida de los bosques húmedos amazónicos al 2011-2013*. Lima: Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM).
25. Vargas C, Rojas E, Castillo D, Espinoza V, Calderón-Urquiza A, Giudice R y Málaga N. 2014. *Protocolo de la clasificación de pérdida de cobertura en los bosques húmedos amazónicos entre los años 2000 y 2011*. Lima: Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM).
26. [MINAM] Ministerio del Ambiente del Perú. 2016. *Estrategia Nacional de Bosques y Cambio Climático*. <http://www.bosques.gob.pe/estrategia-nacional>. Fecha de acceso: 8 de enero de 2021.
27. Schleicher J, Peres CA, Amano T, Llactayo W y Leader-Williams N. 2017. Conservation performance of different conservation governance regimes in the Peruvian Amazon. *Scientific Reports* 7:11318.
28. Griscom B, Shoch D, Stanley B, Cortez R y Virgilio N. 2009. Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules. *Environmental Science & Policy* 12:897-911.
29. [MINAM] Ministerio del Ambiente del Perú. 2019. *Segundo informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*.
30. Hansen MC, Potapov PV, Moore R, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342:850-853.
31. Oliveira PJC, Asner GP, Knapp DE, Almeyda A, Galván-Gildemeister R, Keene S, Raybin RF y Smith RC. 2007. Land-use allocation protects the Peruvian Amazon. *Science* 317:1233-1236.
32. Asner GP, Powell GVN, Mascaró J, et al. 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proc Natl Acad Sci USA* 107:16738-16742.
33. Andam KS, Ferraro PJ, Pfaff A, Sánchez-Azofeifa GA y Robalino JA. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:16089-16094.
34. Montoya-Zumaeta JG, Wunder S y Tacconi L. 2021. Incentive-based conservation in Peru: Assessing the state of six ongoing PES and REDD+ initiatives. *Land Use Policy* 108:105514.
35. Blackman A, Corral L, Lima ES y Asner GP. 2017. Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *PNAS* 114:4123-4128.
36. Weisse MJ y Naughton-Treves LC. 2016. Conservation beyond park boundaries: The impact of buffer zones on deforestation and mining concessions in the Peruvian Amazon. *Environmental Management* 58:297-311.
37. Miranda JJ, Corral L, Blackman A, Asner G, Lima E. 2016. Effects of protected areas on forest cover change and local communities: Evidence from the Peruvian Amazon. *World Development* 78:288-307.
38. Álvarez-Berrios N, L'Roe J y Naughton-Treves L. 2021. Does formalizing artisanal gold mining mitigate environmental impacts? Deforestation evidence from the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* 16:064052.
39. Solis D, Cronkleton P, Sills EO, Rodríguez-Ward D y Duchelle AE. 2021. Evaluating the impact of REDD+ interventions on household forest revenue in Peru. *Front For Glob Change*. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.624724>
40. Anderson CM, Asner GP y Lambin EF. 2019. Lack of association between deforestation and either sustainability commitments or fines in private concessions in the Peruvian Amazon. *Forest Policy and Economics* 104:1-8.
41. Scullion JJ, Vogt KA, Sienkiewicz A, Gmur SJ y Trujillo C. 2014. Assessing the influence

- of land-cover change and conflicting land-use authorizations on ecosystem conversion on the forest frontier of Madre de Dios, Peru. *Biological Conservation* 171:247-258.
42. Aguirre J, Guerrero E y Campana Y. 2021. How effective are protected natural areas when roads are present? An analysis of the Peruvian case. *Environ Econ Policy Stud* 23:831-859.
 43. Vuohelainen AJ, Coad L, Marthews TR, Malhi Y y Killeen TJ. 2012. The effectiveness of contrasting protected areas in preventing deforestation in Madre de Dios, Peru. *Environmental Management* 50:645-663.
 44. Solís D. 2016. *Impacto de las supervisiones de las concesiones forestales maderables sobre el cumplimiento de la Ley Forestal en el Perú.*
 45. Anderson CM, Asner GP, Llactayo W y Lambin EF. 2018. Overlapping land allocations reduce deforestation in Peru. *Land Use Policy* 79:174-178.
 46. Rosenbaum PR. 2005. Sensitivity analysis in observational studies. *Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science* 4:1809-1814.
 47. Slough T, Kopas J y Urpelainen J. 2021. Satellite-based deforestation alerts with training and incentives for patrolling facilitate community monitoring in the Peruvian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118:e2015171118.
 48. Montoya-Zumaeta JG, Wunder S, Rojas E y Duchelle AE. 2022. Does REDD+ complement law enforcement? Evaluating impacts of an incipient initiative in Madre de Dios, Peru. *Front For Glob Change* 5:870450.
 49. Giudice R y Börner J. 2021. Benefits and costs of incentive-based forest conservation in the Peruvian Amazon. *Forest Policy and Economics* 131:102559.
 50. Pattanayak SK, Wunder S y Ferraro PJ. 2010. Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? *Rev Environ Econ Policy* 4:254-274.
 51. Börner J, Baylis K, Corbera E, Ezzine-de-Blas D, Honey-Rosés J, Persson UM y Wunder S. 2017. The effectiveness of payments for environmental services. *World Development* 96:359-374.
 52. [INEI] Instituto Nacional de Estadística e Informática. 2019. *Evolución de la pobreza monetaria 2007-2018. Informe técnico.*
 53. Blackman A, Corral L, Lima ES y Asner GP. 2017. Reply to Robinson et al.: Building the evidence base on the forest cover effects of community titling. *PNAS* 114:E5765-E5765.
 54. Giudice R, Soares-Filho BS, Merry F, Rodrigues HO y Bowman M. 2012. Timber concessions in Madre de Dios: Are they a good deal? *Ecological Economics* 77:158-165.
 55. Galarza E y La Serna K. 2005. *Las concesiones forestales en el Perú: cómo hacerlas sostenibles? La política forestal en la Amazonía andina. Estudio de caso: Bolivia, Ecuador y Perú.*
 56. Alix-García JM, Sims KRE, Orozco-Olvera VH, Costica LE, Medina JDF y Monroy SR. 2018. Payments for environmental services supported social capital while increasing land management. *PNAS* 115:7016-7021.
 57. Alix-García JM, Sims KRE y Yáñez-Pagans P. 2015. Only one tree from each seed? Environmental effectiveness and poverty alleviation in Mexico's payments for ecosystem services program. *American Economic Journal: Economic Policy* 7:1-40.
 58. Honey-Rosés J, Baylis K y Ramírez M. 2011. A spatially explicit estimate of avoided forest loss. *Conservation Biology* 25:1032-1043.
 59. Robalino J y Pfaff A. 2013. Ecopayments and deforestation in Costa Rica: A nationwide analysis of PSA's initial years. *Land Economics* 89:432-448.
 60. Robalino J, Pfaff A, Sandoval C y Sánchez-Azofeifa GA. 2021. Can we increase the impacts from payments for ecosystem services? Impact rose over time in Costa Rica, yet spatial variation indicates more potential. *Forest Policy and Economics* 132:102577.
 61. Wiik E, D'Annunzio R, Pynegar E, Crespo D, Asquith N y Jones JPG. 2019. Experimental evaluation of the impact of a payment for environmental services program on deforestation. *Conservation Science and Practice* 1:e8.
 62. Ferraro PJ y Hanauer MM. 2014. Advances in measuring the environmental and social impacts of environmental programs. *Annual Review of Environment and Resources* 39:495-517.
 63. Sills EO, Herrera D, Kirkpatrick AJ, et al. 2015. Estimating the impacts of local policy innovation: The synthetic control method applied to tropical deforestation. *PLOS ONE* 10:e0132590.
 64. Sills EO, De Sassi C, Jagger P, Lawlor K, Miteva DA, Pattanayak SK y Sunderlin WD. 2017. Building the evidence base for REDD+: Study design and methods for evaluating the impacts of conservation interventions on local well-being. *Global Environmental Change* 43:148-160.

65. Cisneros E, Zhou SL y Börner J. 2015. Naming and shaming for conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. *PLOS ONE* 10:e0136402.
66. Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM, Cerqueira GC, García RA, Ramos CA, Voll E, McDonald A, Lefebvre P y Schlesinger P. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523.
67. Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *PNAS* 107:10821-10826.
68. West TAP, Börner J, Sills EO y Kontoleon A. 2020. Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. *PNAS* 117(39):24188-24194. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117>

Glosario¹⁴

Contrafactual: valor que habría tenido el resultado para los participantes del programa si no hubieran tomado parte en la iniciativa. Por definición, el contrafactual no se puede observar, por lo que debe estimarse utilizando un grupo de control o de comparación.

Datos de panel: conjunto de datos que combinan información temporal con otras informaciones transversales. Por ejemplo, la evolución anual de la deforestación, población, pobreza, etc., para cada distrito.

Degradación del bosque: en el contexto de las emisiones de gases de efecto invernadero, se refiere a la reducción de la biomasa forestal, por lo general debido a la extracción maderera. La degradación no implica la remoción completa de la cobertura forestal, es decir, la deforestación. La degradación del bosque, de manera más general, también se entiende como la disminución de sus atributos ecológicos y biológicos, tales como la producción primaria y la fauna y flora del lugar, respectivamente. Esta disminución puede ser atribuida a diferentes factores, desde antrópicos, como la cacería, hasta no antrópicos, como los vientos huracanados.

Efectividad: la capacidad de una iniciativa de conservación para lograr el efecto deseado.

Eficiencia: el logro de los resultados deseados con el mínimo uso posible de recursos.

Ensayo controlado aleatorio: método de evaluación de impacto por el cual cada unidad de análisis (por ejemplo, un municipio, una comunidad nativa, un hogar) tiene la misma probabilidad de ser seleccionada para recibir el tratamiento en una iniciativa. Si cuenta con un número suficientemente grande de unidades,

el proceso de asignación aleatoria garantiza la equivalencia, tanto en los factores observables como en los no observables, entre el grupo de tratamiento y el grupo de control, y así se descarta cualquier sesgo de selección. Se considera que la asignación aleatoria es el método más robusto para estimar los contrafactuales, y suele ser considerado como la “regla de oro” de la evaluación de impacto.

Estrategia empírica: metodología que se utiliza para evitar que los factores de confusión sesguen los resultados de la estimación de la efectividad o impacto de una iniciativa de conservación.

Evaluación de impacto: evaluación cuantitativa que intenta establecer una relación causal entre un programa o intervención y un conjunto de resultados. Busca responder la pregunta siguiente: ¿cuál es el impacto (o efecto causal) de un programa en un resultado de interés?

Factor de confusión: en el contexto de las evaluaciones de impacto, se trata de variables que, por su naturaleza, afectan tanto a la variable tratamiento como a la variable resultado. Cuando no se consideran estas variables en las evaluaciones de impacto, se generan sesgos. Estas son variables que el investigador no controló o no eliminó, y que dañan la validez interna de un experimento o investigación.

Grupo de control: un grupo de unidades que, en promedio, tiene características similares a las del grupo de beneficiarios de la intervención; sin embargo, se diferencia de este en que no se beneficia de la iniciativa implementada y evaluada.

Grupo de tratamiento: es el grupo de unidades objeto de una intervención. También es denominado “grupo tratado” o “grupo de intervención”.

Metodologías cuasi experimentales: métodos de evaluación de impacto que no dependen de la asignación aleatoria del tratamiento (la iniciativa

14 Estas definiciones fueron tomadas y adaptadas de [11].

de conservación). Las diferencias en diferencias, el diseño de regresión discontinua y el pareamiento por puntajes de propensión son todos ejemplos de métodos cuasi experimentales.

Periodo de evaluación: periodo de tiempo en el que se espera que una iniciativa haya tenido un efecto en el resultado de interés.

Sesgo: la diferencia entre la efectividad (impacto) calculada y la verdadera efectividad de la iniciativa.

Sesgo positivo: cuando la diferencia entre la efectividad calculada y la efectividad verdadera es positiva. En este caso, se sobreestima el efecto de la intervención.

Sesgo negativo: cuando la diferencia entre la efectividad estimada y la efectividad verdadera es negativa. En este caso, se subestima la efectividad de la intervención.

Teoría de cambio: explica los canales por medio de los cuales los programas pueden influir en los

resultados finales. Describe cómo y por qué una intervención, una modalidad de programa o una innovación de diseño en particular logrará sus resultados deseados. La teoría de cambio es de suma importancia en una evaluación de impacto.

Transferencia directa condicionada: una transferencia monetaria que se entrega directamente a los beneficiarios condicionada a algún cambio de comportamiento relacionado con el diseño de la intervención.

Unidad de análisis: píxel, celda, polígono, hogar, comunidad, distrito, departamento u otra unidad de observación que pueda ser objeto de una iniciativa o verse afectada por ella.

Variable respuesta: es la variable de resultado y la que debe ser explicada por las variables explicativas.

Variable tratamiento: es la variable que representa la presencia o intensidad de la implementación de una iniciativa (proyecto, programa o política) sobre una unidad de análisis.

Apéndice

Apéndice A. Metodologías de evaluación de impacto

En este apéndice se describen las metodologías utilizadas en las evaluaciones de impacto para estimar el contrafactual. Las técnicas específicas varían en función del contexto de cada iniciativa de conservación y de los datos disponibles, y suelen agruparse en dos categorías. La primera agrupa metodologías experimentales y se basa en el diseño e implementación de ensayos controlados aleatorizados (del inglés *randomized control trials* o RCT), considerado en muchos casos la “regla de oro” de las evaluaciones de impacto [64]. El segundo grupo se denomina “cuasi experimental”, ya que intenta simular la metodología experimental. A continuación, se presenta cada una de las opciones de cada aproximación.

1. Experimentales: los métodos experimentales están definidos por asignar de manera aleatoria unidades tanto al grupo de tratamiento como al grupo de control. Con ello, se espera que, en promedio, las características de ambos grupos sean muy similares y solo se diferencien en la asignación del tratamiento. La efectividad de la iniciativa de conservación será simplemente la diferencia en el resultado entre los dos grupos. Sin embargo, existen muy pocos estudios sobre la efectividad de la conservación de bosques que hayan utilizado esta metodología. Uno de ellos se realizó en Uganda [14]. En dicho estudio, se encontró que un programa de pagos por servicios ecosistémicos había reducido la deforestación en más del 50 por ciento, durante los dos años del proyecto, dentro de las propiedades de las familias participantes.

2. Cuasi experimentales:

Comparación “dentro vs. fuera” + “antes vs. después”, o “diferencias en diferencias”

Este enfoque busca evitar sesgos generados por las diferencias entre los grupos de tratamiento y de control, producto de los factores invariables en el tiempo, tanto observables como no observables, y en cierta medida por los que varían en el tiempo. Para esto, se compara la diferencia antes y después de la implementación de una iniciativa de conservación en la variable respuesta para el grupo de tratamiento, con la diferencia antes y después para el grupo de control. Dado que se comparan dos diferencias, este enfoque también se denomina “diferencias en diferencias” (DD).

La primera diferencia, basada en la comparación “antes vs. después”, introduce sesgos debido a otros factores que varían en el tiempo. Sin embargo, al compararse el grupo de tratamiento consigo mismo, se espera que sus características sean las mismas antes y después del tratamiento, tanto aquellas observables como las no observables. En el ejemplo de las concesiones de castaña, estas áreas seguirán presentando las mismas características biofísicas que tenían antes de la implementación del proyecto de REDD+. Por ejemplo, la misma pendiente, la misma distancia a los ríos, la misma altitud, el mismo tipo de suelos, entre muchas otras. De manera similar, se espera que los factores no observables, como, por ejemplo, las características de personalidad de los concesionarios, no varíen antes y después de la iniciativa de conservación.

La segunda diferencia intenta “limpiar” la primera diferencia de los factores que sí varían en el tiempo. Para esto, compara el cambio o tendencia de la variable resultado en el grupo de control con la tendencia en el grupo de tratamiento. En el ejemplo, se compararía el cambio en el área deforestada en las concesiones participantes antes y después de la implementación del proyecto de REDD+.

con el cambio en el área deforestada en el grupo de tratamiento antes y después de la implementación del proyecto. La diferencia entre estas dos tendencias indicaría el efecto del proyecto en la deforestación.

Sin embargo, para que la estimación de la efectividad sea válida, se debe suponer que el cambio observado en el grupo de control sería igual al cambio que ocurriría en el grupo de tratamiento en ausencia del proyecto. Este supuesto se denomina “tendencias paralelas”. Por ejemplo, si, por alguna razón, la tendencia de la deforestación en las concesiones de castaña participantes, sin proyecto, fuera diferente de la tendencia observada en el contrafactual, la estimación sería sesgada. Por supuesto, es imposible observar la tendencia de la deforestación en las concesiones participantes, sin proyecto. Por esta razón, solo se puede suponer que son iguales, pero es imposible comprobarlo. Para entenderlo mejor, hay que imaginar que las concesiones participantes, además del proyecto de REDD+, reciben otro tipo de incentivo económico por la conservación de sus bosques durante el mismo periodo. Sin embargo, este incentivo no es aplicado en las áreas del grupo de control. Esto quiere decir que la tendencia de deforestación observada en el grupo de tratamiento incorpora un factor de cambio que no afectó al grupo de control. Por lo tanto, si “quitáramos” el efecto del proyecto de REDD+ de la tendencia observada de la deforestación del grupo de tratamiento, la tendencia que se observaría sería diferente de la del grupo de control, ya que este no fue afectado por el incentivo económico adicional. Si este fuera el caso, no se podría aplicar el método de DD.

Es importante mencionar que, si bien no es posible conocer cuál hubiera sido la tendencia del resultado en el grupo de tratamiento, sin tratamiento, existen algunas técnicas econométricas que pueden aplicarse para reducir el riesgo de la existencia de sesgo por la falta de tendencias paralelas. Entre ellas, se puede elegir un grupo de control que, antes de la implementación de la iniciativa de conservación, presente una tendencia de deforestación similar a la del grupo de tratamiento. Aquí se asume que, si los factores que varían en el tiempo afectaron a las tendencias de deforestación

de ambos grupos de manera similar, cambios que afecten a ambos grupos en el futuro seguirán afectándolos de manera similar, y las diferencias en las tendencias de ambos se podrán atribuir únicamente a la iniciativa de conservación [11, 21, 65]. Este enfoque de comparación no está exento de verse afectado por el sesgo producido por las fugas.

Comparación con nivel de referencia

Además de los enfoques convencionales ya descritos, existe otro tipo de método utilizado comúnmente en el diseño e implementación de proyectos REDD+ para estimar *ex ante* su efectividad en reducir la deforestación y/o degradación dentro de su área de intervención [64]. Este enfoque se basa en simulaciones futuras de la tendencia de la pérdida de bosques, es decir, predicciones de la deforestación o degradación de bosques, dentro del área del proyecto, antes de que este sea implementado.

Estas simulaciones son desarrolladas mediante el uso de modelos geoespaciales, datos históricos de deforestación, y una serie de variables geofísicas y socioeconómicas reconocidas como impulsoras de la deforestación. Por lo general, se asume que la tendencia histórica, comúnmente creciente, continuará hacia el futuro. En otros casos, se elaboran modelos que relacionan las tasas históricas de deforestación con las variables mencionadas, simulando la futura tasa de deforestación sobre la base de las correlaciones observadas y de diferentes escenarios socioeconómicos [66, 67].

Estas proyecciones, denominadas también “niveles de referencia”, representan lo que hubiera ocurrido con la deforestación en ausencia del proyecto y son, por definición, otro tipo de contrafactual. Los desarrolladores de proyectos asumen que toda la deforestación proyectada, o un porcentaje de ella, será evitada por el proyecto, atribuyendo a *priori* un nivel de efectividad o adicionalidad con el cual se negocian pagos por la deforestación evitada y sus correspondientes créditos de carbono en el mercado voluntario u otros espacios de negociación.

En función de lo antes expuesto, este enfoque es similar al tipo de comparación “antes vs. después”, cuando se compara con una línea

de base histórica de la deforestación, y, como hemos visto, está sujeto a una serie de sesgos. Como sabemos, estos sesgos generan sobre- o subestimaciones de la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques. De manera similar, los niveles de referencia basados en modelos y proyecciones de la pérdida de bosques pueden introducir una serie de errores debido a las incertidumbres asociadas con las tendencias que seguirán las variables socioeconómicas utilizadas [64]. De hecho, un estudio reciente sobre los niveles de referencia de 12 proyectos de REDD+ certificados por el Verified Carbon Standard (VCS) encontró que sus niveles de referencia generaban consistentemente estimaciones de reducción de la deforestación mayores que las encontradas utilizando contrafactuales desarrollados con métodos robustos de comparación [68].

Apéndice B. Comando de búsqueda en Scopus para la revisión de la literatura

TITLE-ABS-KEY ((“forest cover” OR forest OR “forest degradation”)

AND (peru OR peruvian)

AND (“comparison group” OR “randomized control trial” OR rct OR counterfactual OR “counterfactual” OR “instrumental variable” OR iv OR “regression discontinuity design” OR rdd OR effectiveness OR “impact evaluation” OR matching OR “propensity score matching” OR psm OR “difference in differences” OR “differences in differences” OR quasiexperimental OR quasiexperimental OR ((quantitative OR experimental) W/5 (design OR study OR analysis OR evaluation))))

AND (PUBYEAR > 1999)

Apéndice C. Los 17 estudios analizados en la revisión de la literatura

Ref.	Autor	Área de estudio	Iniciativa de conservación y su TIPO	Metodología	¿Controla fugas?	Periodo de estudio	Unidad de análisis	Resultado	VARIABLES CONTROL
47	Slough et al. (2022)	Loreto	Entrenamiento en el uso de alertas de deforestación e incentivos para el monitoreo comunitario. MEDIDAS HABILITANTES	Ensayo controlado aleatorio	Sí	2018-2020	Comunidad Indígena	Deforestación	Comunidad titulada Año de titulación Área de la comunidad Área en proceso de titulación Idioma Proporción de área deforestada en 2017
34	Montoya-Zumaeta et al. (2021)	Madre de Dios (concesiones de castaña)	Proyecto de REDD+ Inspecciones de campo de OSINFOR. INCENTIVO + DESINCENTIVO	Pareamiento (diferentes métodos) y modelos de regresión con diferencias en diferencias	No se esperaban fugas	2012-2018	Concesión Hogar	Deforestación Degradación Ingresos por madera y castaña Bienestar subjetivo	Geográficas y dinámica del uso del suelo Socioeconómicas Inspección de OSINFOR
39	Solís et al. (2021)	Ucayali Madre de Dios	Proyectos de REDD+ (manejo forestal sostenible). INCENTIVO	Pareamiento por puntajes de propensión y diferencias en diferencias	No	2011-2014	Hogar	Ingresos del bosque	Edad, años de educación, años en la comunidad y lugar de nacimiento del jefe del hogar Número de miembros del hogar Número de adultos equivalentes Años desde la formación del hogar Índice de condición del hogar Índice de utilidad Valor de activos Área total Ingreso total anual Ingreso agrícola anual Ingreso del bosque anual Ingreso maderero anual

Continuar a la página siguiente

Apéndice C. Continuar

Ref.	Autor	Área de estudio	Iniciativa de conservación y su TIPO	Metodología	¿Controla fugas?	Periodo de estudio	Unidad de análisis	Resultado	Variables control
38	Álvarez-Berríos et al. (2021)	Madre de Dios (20 850 km ²)	Formalización de minería artesanal. MEDIDAS HABILITANTES	Pareamiento (diferentes métodos) y modelos de regresión con efectos fijos	Sí (fuera del corredor minero)	2001-2014	Celda hexagonal de 25 ha	Deforestación relacionada con la minería	Precio del oro Distancia a carreteras Distancia a ríos navegables Geología Tipo de área protegida Comunidad nativa Distrito
42	Aguirre et al. (2021)	Amazonía	ANP. DESINCENTIVO	Regresión con diferencias en diferencias con efectos fijos	No	2001-2016	Celda de 20 x 20 km (400 km ²)	Deforestación	Geográficas Relieve del suelo Demográficas Minería Distancias
20	Montoya-Zumaeta et al. (2019)	Provincia de Moyobamba, San Martín	Pagos por servicios ecosistémicos hidrológicos + área protegida. INCENTIVO+ DESINCENTIVO	Pareamiento (diferentes métodos) seguido de regresiones; evaluación de la posibilidad de sesgos por factores no observables	Sí	2010-2016	Hogar Polígono de límite de propiedad agrícola	Ingresos Activos Bienestar subjetivo Cobertura de bosques primario y secundario	Área total de las tierras manejadas Pendiente promedio Altitud promedio Distancia promedio a Moyobamba Cobertura de bosque total en 2010 Pérdida de bosque total (2005-2010) Miembros del hogar Índice de activos Ingresos en 2010 Área de la propiedad Pendiente Altitud Distancia a la ciudad de Moyobamba Cobertura de bosque (2010) Pérdida de bosque primario (2005-2010) Bosque secundario (2010) Pérdida de bosque secundario (2005-2010)

Continuar a la página siguiente

Apéndice C. Continuar

Ref.	Autor	Área de estudio	Iniciativa de conservación y su TIPO	Metodología	¿Controla fugas?	Periodo de estudio	Unidad de análisis	Resultado	Variables control
21	Giudice et al. (2019)	Amazonía	Transferencias directas condicionadas a comunidades nativas (Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático). INCENTIVO	Pareamiento por distancia de Mahalanobis, seguido de regresión con efectos fijos	Sí	2011-2015	Polígono de límite de comunidad, celda de 225 ha	Deforestación	Biofísicas Infraestructura Uso y cobertura del suelo Vecindad espacial Socioeconómicas
40	Anderson et al. (2019)	Amazonía	Compromisos de sostenibilidad de concesiones de hidrocarburos; multas por deforestación ilegal en concesiones forestales. MEDIDAS HABILITANTES	Pareamiento por puntajes de propensión y diferencias	No	2000-2011	Polígono de límites de cada concesión	Deforestación	Elevación Distancia a la carretera más cercana Distancia a la ciudad más cercana Distancia al río más cercano Departamento Área de la concesión Tipo de propiedad de concesión
45	Anderson et al. (2018)	Amazonía	Sobreposición de categorías territoriales. DESINCENTIVO	Pareamiento por puntajes de propensión y diferencias	No	2000-2014	Píxel de 1 ha	Deforestación	Pendiente Elevación Distancia a la carretera más cercana Distancia a la ciudad más cercana Distancia al río más cercano Capacidad de uso del suelo agrícola Departamento

Continuar a la página siguiente

Apéndice C. Continuar

Ref.	Autor	Área de estudio	Iniciativa de conservación y su TIPO	Metodología	¿Controla fugas?	Periodo de estudio	Unidad de análisis	Resultado	VARIABLES CONTROL
27	Schleicher et al. (2017)	Amazonía	ANP, territorios indígenas y concesiones de conservación. DESINCENTIVO	Pareamiento por puntajes de propensión	Exclusión de áreas aledañas	2006-2011	Unidad de categoría territorial	Deforestación Degradación	Distancia a carreteras Distancia a poblado Distancia a ríos Distancia al borde del bosque Pendiente Densidad poblacional Tiempo de viaje Distancia a ciudad Meses de lluvia Precipitación Distancia a centro urbano Ecorregión
35	Blackman et al. (2017)	Amazonía	Titulación de comunidades nativas. MEDIDAS HABILITANTES	Antes vs. después (regresión)	No	2002-2005	Comunidad	Deforestación Degradación	Precipitación Temperatura Índice de precios Área comunal Distancia a ciudad de Pucallpa
36	Weisse y Naughton-Treves (2016)	Amazonía	Zonas de amortiguamiento de ANP. INCENTIVO	Pareamiento por distancia de Mahalanobis	No	2007-2012	Píxel de 30 m de resolución (0,09 ha)	Deforestación Expansión minera	Distancia a carreteras Distancia a ciudades (>50 000 hab.) Distancia al borde del bosque Distancia a ríos Pendiente Elevación Capacidad de uso mayor agrícola Departamento Distancia a depósitos minerales

Continuar a la página siguiente

Apéndice C. Continuar

Ref.	Autor	Área de estudio	Iniciativa de conservación y su TIPO	Metodología	¿Controla fugas?	Periodo de estudio	Unidad de análisis	Resultado	Variables control
44	Solís (2016)	Concesiones forestales en Loreto, Ucayali y Madre de Dios	Supervisiones forestales a concesiones forestales con fines maderables. DESINCENTIVO	Pareamiento por puntajes de propensión	No	2013-2014	Parcela de corta anual	Tala ilegal	Tamaño de la parcela de corta anual Tamaño de la concesión Accesibilidad a la concesión Presencia de especies CITES Volumen autorizado de madera Volumen de madera extraído reportado por el concesionario Ubicación dentro de zona de amortiguamiento de ANP
37	Miranda et al. (2016)	Amazonía (10 ANP creadas antes del año 2000)	ANP. DESINCENTIVO	Pareamiento por distancia de Mahalanobis y regresión; evaluación de la posibilidad de sesgos por factores no observables	No	2000-2005	Píxel de 30 m de resolución (0,09 ha) Hogar	Deforestación Degradación Pobreza Pobreza extrema	Elevación Pendiente Aspecto (orientación) Precipitación Temperatura máxima Temperatura media Distancia al poblado más cercano Proporción de aptitud forestal Fuente de agua dentro de casa Iluminación eléctrica Alfabetización Educación primaria Empleo en agricultura o forestería
41	Scullion et al. (2014)	Madre de Dios	Efecto de diferentes categorías territoriales. DESINCENTIVO	Pareamiento por puntajes de propensión	No	2006-2011	Píxel de 30 m de resolución (0,09 ha)	Reemplazo de vegetación nativa por cobertura del suelo de uso antropogénico	Distancia a carreteras Distancia a ríos Elevación Estatus de conservación Conflicto Tipo de suelo Deforestación entre 2001-2006 Distancia a la deforestación entre 2001-2006

Continuar a la página siguiente

Apéndice C. Continuar

Ref.	Autor	Área de estudio	Iniciativa de conservación y su TIPO	Metodología	¿Controla fugas?	Periodo de estudio	Unidad de análisis	Resultado	VARIABLES CONTROL
43	Vuohelainen et al. (2012)	Madre de Dios	Efecto de diferentes categorías territoriales. DESINCENTIVO	Simulación de la deforestación a partir de un modelo de regresión múltiple	No	2005-2008	Píxel de 30 m de resolución (0,09 ha)	Deforestación	Deforestación entre 1991-2000 Deforestación entre 2000-2005 Deforestación entre 2005-2008 Distancia a áreas de conservación Distancia a carreteras Distancia a ríos Distancia a poblados
31	Oliveira et al. (2007)	Amazonía	Efecto de diferentes categorías territoriales DESINCENTIVO	Comparación "dentro vs. fuera", a la misma distancia.	No	1999-2005	Píxel de 30 m de resolución (0,09 ha)	Deforestación Degradación	n. a.

Los *Documentos Ocasionales de CIFOR* contienen resultados de investigación relevantes para el manejo forestal tropical. Su contenido es revisado por pares interna y externamente.

A pesar de los grandes esfuerzos e inversiones financieras dedicados a la conservación de bosques en el Perú, la pérdida de cobertura forestal causada por actividades antrópicas, sobre todo en la Amazonía, ha aumentado considerablemente durante los últimos 20 años. Este documento analiza el grado de efectividad de las iniciativas de conservación de bosques basadas en *incentivos*—motivar un cambio de comportamiento—, *desincentivos*—desalentar algún comportamiento—, y *medidas habilitantes*—un contexto conducente a cumplir objetivos de conservación. La revisión de la literatura encontró que la efectividad de las iniciativas de conservación de bosques ha tenido apenas un efecto moderado en reducir la deforestación y la degradación del bosque en comparación con áreas boscosas sin intervención. La revisión también muestra que el grado de efectividad de las iniciativas en su dimensión socioeconómica ha sido ambiguo: en algunas se reportaron efectos positivos sobre el bienestar humano, pero en otras el impacto fue negativo. La revisión resalta la importancia de analizar en detalle las condiciones socioeconómicas de los potenciales beneficiarios en etapas previas a la implementación de iniciativas de conservación de bosques, y diseñar e implementar iniciativas de conservación en áreas con altos niveles de amenaza de pérdida de cobertura forestal. De igual manera, recomienda insertar, desde el diseño de iniciativas de conservación de bosques, el componente de evaluación de impacto para comprender en qué circunstancias la iniciativa fue exitosa o no. Finalmente, la revisión evidencia la falta de evaluaciones de impacto sobre las diversas dimensiones del bienestar humano en las iniciativas de conservación de bosques implementadas a la fecha en Perú.

cifor.org

forestsnews.cifor.org



Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

CIFOR promueve el bienestar humano, la integridad del medio ambiente y la equidad mediante investigación de avanzada, desarrollando las capacidades de sus socios y dialogando activamente con todos los actores involucrados, para informar sobre las políticas y las prácticas que afectan a los bosques y a las personas. CIFOR es un centro de investigación CGIAR y lidera su Programa de Investigación sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA por sus siglas en inglés). Nuestra sede central se encuentra en Bogor, Indonesia, y contamos con oficinas en Nairobi, Kenia; Yaundé, Camerún; Lima, Perú, y Bonn, Alemania.

