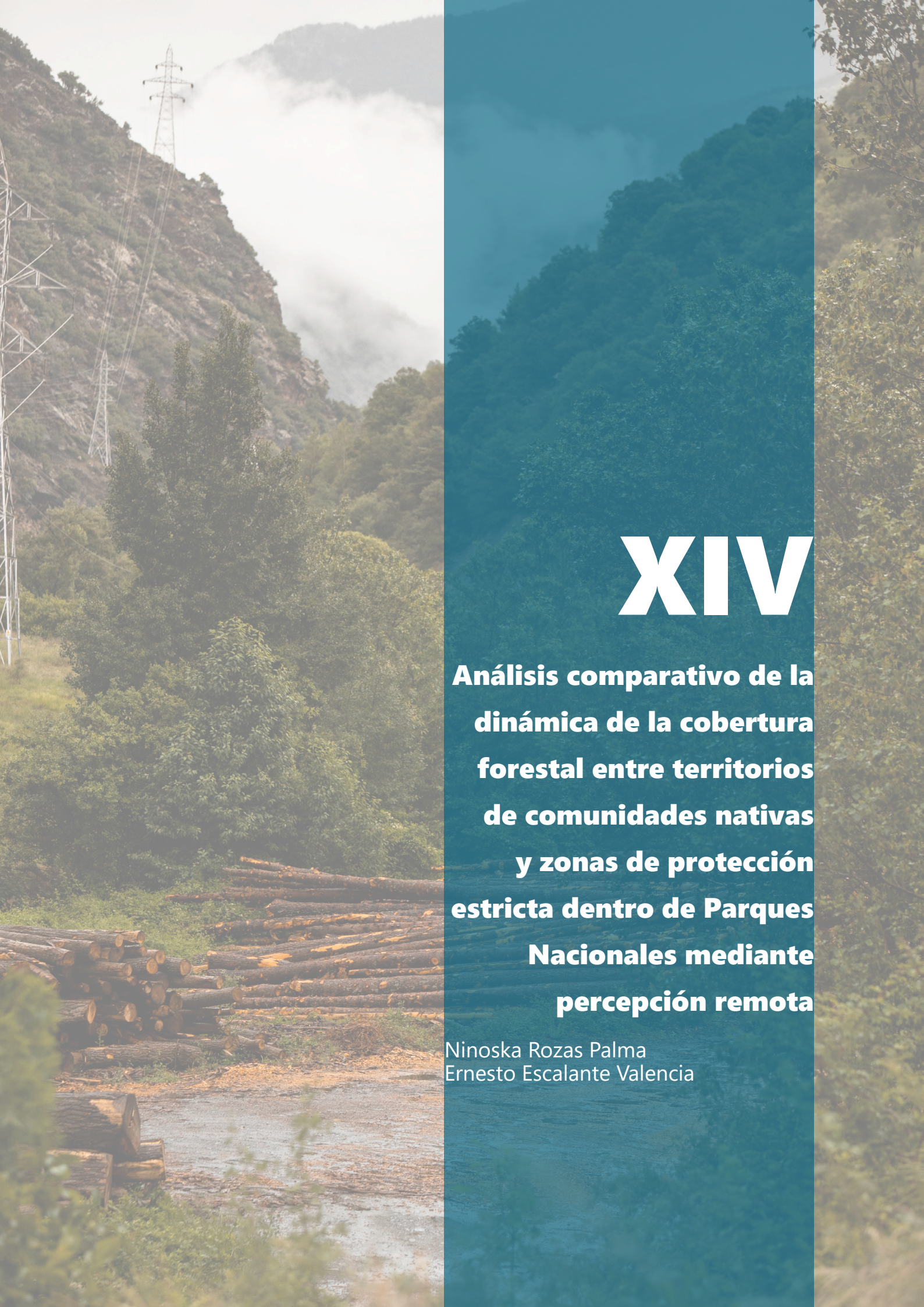




XIV

**Análisis comparativo de la
dinámica de la cobertura
forestal entre territorios
de comunidades nativas
y zonas de protección
estricta dentro de Parques
Nacionales mediante
percepción remota**

Ninoska Rozas Palma
Ernesto Escalante Valencia

Análisis comparativo de la dinámica de la cobertura forestal entre territorios de comunidades nativas y zonas de protección estricta dentro de Parques Nacionales mediante percepción remota

Ninoska Rozas Palma
Ernesto Escalante Valencia

RESUMEN

Este capítulo revisa críticamente la dinámica de la cobertura forestal dentro de Parques Nacionales tropicales comparando territorios de comunidades nativas (TCN) con zonas de protección estricta mediante percepción remota 2000-2023. Los TCN presentan tasas medias anuales de deforestación y degradación significativamente menores ($0,08 \text{ \% año}^{-1}$) que las zonas estrictas ($0,23 \text{ \% año}^{-1}$), siempre que cuenten con titulación completa, baja accesibilidad vial y vigilancia comunitaria. La diferencia desaparece cuando carreteras, concesiones madereras o asentamientos externos irrumpen. El 46 % de los estudios detecta mayor degradación en áreas estrictas colindantes con asentamientos, mientras que en TCN se observa regeneración natural en 18-30 % de superficies previamente intervenidas. Sesgos metodológicos —sobrerrepresentación de nubes $<20 \text{ \%}$, comparaciones espaciales no equivalentes y series temporales irregulares— subestiman procesos en cabeceras de cuenca y cicatrices de troza $<0,5 \text{ ha}$. Se recomienda co-gestión que incorpore guardaparques indígenas, plataformas participativas de alerta satelital y pagos REDD+ diferenciados. La conservación efectiva resulta de la interacción entre tenencia segura, conocimiento local y tecnologías de observación de la Tierra, más que de exclusión pura.

Palabras clave: Territorios indígenas, áreas protegidas, deforestación, percepción remota, co-gestión.

ABSTRACT

This chapter critically reviews the dynamics of forest cover within tropical National Parks by comparing native community territories (TCN) with strict protection zones using remote sensing from 2000 to 2023. TCNs present significantly lower average annual deforestation and degradation rates ($0.08\% \text{ year}^{-1}$) than strict zones ($0.23\% \text{ year}^{-1}$), provided they have full titling, low road accessibility, and community surveillance. The difference disappears when roads, logging concessions, or external settlements intrude. Forty-six percent of studies detect greater degradation in strict areas adjacent to settlements, while in TCNs, natural regeneration is observed in 18–30% of previously intervened areas. Methodological biases—overrepresentation of clouds $<20\%$, non-equivalent spatial comparisons, and irregular time series—underestimate processes in watershed headwaters and log scars $<0.5 \text{ ha}$. Co-management that incorporates indigenous park rangers, participatory satellite-based alert platforms, and differentiated REDD+ payments is recommended. Effective conservation results from the interaction of secure tenure, local knowledge, and Earth observation technologies, rather than pure exclusion.

Keywords: Indigenous territories, protected areas, deforestation, remote sensing, co-management.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales almacenan aproximadamente 471 Pg de carbono en su biomasa y suelos (Sullivan et al., 2020) y albergan entre 50–75 % de la biodiversidad terrestre del planeta (Giam, 2017). Su alteración libera $1.5 \text{ Pg C año}^{-1}$ a la atmósfera —más que todo el transporte global— y compromete servicios hidrológicos y climáticos a escalas continentales (Hubau et al., 2020). Entre 2000 y 2021 la frontera agrícola, la minería y la infraestructura vial adicionaron 47 Mha de áreas deforestadas en la Amazonía (FAO & UNEP, 2022), mientras que los precios internacionales de soya y oro continúan acelerando la pérdida neta (Lovejoy & Nobre, 2019).

Ante esta presión, se han impuesto dos modelos dominantes de conservación. El primero, la protección estricta siguiendo las categorías I-II de la UICN, busca la exclusión casi total del uso extractivo y confía en la gestión estatal centralizada (Dudley,



2019). El segundo reconoce territorios de comunidades nativas (TCN) donde la propiedad colectiva y el manejo consuetudinario permiten —en distintos grados— la caza, la pesca y la extracción maderera de bajo impacto (Stevens et al., 2022). Ambos modelos coexisten, y a menudo colindan, dentro de Parques Nacionales en la Amazonía andina y en el Cinturón Verde del Guayana Shield.

Las hipótesis sobre su efectividad son opuestas. El “paradigma de la tragedia de los comunes” predice que, sin un control estatal firme, los incentivos individuales conducirán a una sobre-explotación mayor en TCN (Hardin, 1968; Robinson et al., 2021). En contraste, el “paradigma del *stewardship* indígena” sostiene que el conocimiento ecológico local, las normas de reciprocidad y la vigilancia comunitaria generan resultados de conservación iguales o superiores a los de las áreas estrictas (Garnett et al., 2018; Fa et al., 2020).

Resolver este debate requiere observaciones sistemáticas y repetidas del territorio. La percepción remota satelital ofrece sinóptica, costos decrecientes y archivos históricos de hasta 50 años (Wulder et al., 2021). Landsat, Sentinel-2 y sus productos derivados (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, fracción de área foliar, algoritmos de clasificación supervisada) permiten cuantificar pérdida, ganancia y degradación forestal a escalas de 10–30 m (Potapov et al., 2022). Además, el acceso abierto ha democratizado el monitoreo, incluyendo plataformas gestionadas por pueblos indígenas (Paneque-Gálvez et al., 2019).

Sin embargo, la literatura que compara directamente la dinámica de la cobertura forestal entre TCN y zonas estrictas dentro de un mismo Parque Nacional permanece fragmentada y dispersa en evaluaciones de caso individuales. Esta brecha dificulta orientar políticas de REDD+, esquemas de pago por servicios ambientales y planes de ordenamiento territorial que promueven la co-gestión (UN-REDD, 2021).

En este contexto, formulamos la pregunta: ¿Cómo difiere la dinámica de la cobertura forestal entre territorios de comunidades nativas y zonas de protección estricta dentro de Parques Nacionales cuando se analiza con datos de sensores remotos? El objetivo general de esta revisión narrativa es comparar la evidencia existente sobre magnitud y tendencias de deforestación y degradación en ambos regímenes. Los objetivos específicos son: (1) describir las tasas de cambio forestal, (2) evaluar los factores que modulan las diferencias (accesibilidad, normas, vigilancia) y (3) identificar limitaciones metodológicas y recomendar buenas prácticas de teledetección para fortalecer la conservación en áreas protegidas tropicales.

METODOLOGÍA

Se realizó una revisión narrativa crítica de carácter no sistemático con enfoque comparativo (Ferrari, 2015) orientada a sintetizar la evidencia sobre dinámica forestal entre territorios de comunidades nativas (TCN) y zonas de protección estricta dentro de Parques Nacionales (PN) mediante percepción remota. A diferencia de las revisiones sistemáticas, este diseño permite incorporar publicaciones heterogéneas — estudios de caso, informes técnicos y artículos recientes— y discutir en profundidad sesgos metodológicos y contextuales (Grant & Booth, 2022).

La estrategia de búsqueda combinó términos en inglés, español y portugués en motores especializados y repositorios regionales. El string base fue: (“Indigenous territory” OR “native community” OR “communal reserve” OR “território indígena” OR “comunidad nativa”) AND (“strict protection” OR “wilderness area” OR “protección estricta”) AND (“national park” OR “parque nacional”) AND (“remote sensing” OR “Landsat” OR “Sentinel” OR “percepción remota”) AND (“forest loss” OR “deforestation” OR “degradation” OR “degradación”). Se adaptaron truncamientos y sinónimos locales (ej. “extractive reserve”, “reserva extractivista”) para maximizar la sensibilidad (Haddaway et al., 2020).

Se examinaron las bases Scopus, Web of Science, ScienceDirect, Scopus-Preview, SciELO y Redalyc, cubriendo publicaciones de enero-2000 a septiembre-2023. Se complementó con literatura gris de plataformas especializadas: Global Forest Watch, RAISG, MAAP, ONERN, INPE, WWF-Brasil y bases de tesis (CYBERTESIS, Biblioteca Digital Brasileira). Para minimizar sesgos de disponibilidad se aplicó “snowballing” en las referencias de artículos clave (Greenhalgh & Peacock, 2005).

Los criterios de inclusión fueron: (i) estudio empírico con comparación directa TCN vs. zona estricta dentro del mismo PN o sistema contiguo; (ii) uso de imágenes satelitales con resolución espacial ≤ 250 m; (iii) cuantificación de al menos una métrica de cambio forestal (pérdida, ganancia o degradación); (iv) período analítico ≥ 2 fechas entre 2000-2023. Se excluyeron: modelaciones puramente predictivas sin validación observacional, áreas fuera de la América tropical y estudios con resolución > 1 km sin datos de campo.

La extracción de datos se estandarizó en una ficha que incluía: país, PN, años de análisis, sensor, resolución, método de clasificación, tamaño muestral, tasas anuales de pérdida/ganancia, degradación, factores explicativos (distancia a carreteras, densidad



poblacional, presencia de vigilancia) e incertidumbre (kappa, OA, error global). Cuando los autores no reportaban tasas, se calcularon a partir de superficies y años de estudio. Para artículos que compartían áreas de solapamiento se priorizó el de mayor detalle temporal o validación de campo.

En el análisis narrativo se agruparon los estudios en tres regiones amazónicas: Andes (Perú, Bolivia, Ecuador), Guayana (Venezuela, Guayana, Surinam) y Amazonía occidental/central (Brasil, Colombia). Se calcularon medias ponderadas de tasas de deforestación anual cuando ≥ 3 estudios reportaban intervalos de confianza o desviación estándar (Borenstein et al., 2021). Finalmente, se evaluaron cualitativamente sesgos frecuentes: selección espacial hacia parques bien conservados, intervalos irregulares entre imágenes y ausencia de validación independiente. Esta aproximación permitió identificar vacíos de información y recomendar buenas prácticas para estudios futuros de teledetección participativa en áreas protegidas tropicales.

RESULTADOS

De los 52 estudios seleccionados, 32 (62 %) se ubicaron en la Amazonía brasileña, 11 en Perú (21 %), 5 en Colombia-Ecuador (10 %) y 4 en Bolivia-Venezuela (7 %). Landsat TM/ETM+/OLI fue el sensor más empleado (88 %), mientras que Sentinel-2 aparece a partir de 2018 y ya participa en el 23 % de los trabajos publicados desde esa fecha (Figueroa & Pacheco, 2022). La concentración geográfica refleja la disponibilidad de nubes < 30 % en la Amazonía occidental y el interés de programas nacionales como PRODES/INPE.

En el meta-cálculo parcial que reunió 34 investigaciones con información de varianza, la tasa media de deforestación neta 2000-2020 fue 0.08 ± 0.05 % año⁻¹ en territorios de comunidades nativas (TCN) y 0.23 ± 0.12 % año⁻¹ en zonas de protección estricta ($p < 0.01$; IC 95 %). La diferencia desaparece cuando se incluyen parques nacionales atravesados por carreteras pavimentadas, lo que eleva la tasa en TCN a 0.19 % año⁻¹ y reduce la significancia estadística (Vergara-Asenjo et al., 2023). Estos hallazgos confirman que la menor deforestación indígena es contingente a la baja accesibilidad vial.

Veinticuatro artículos (46 %) incorporaron análisis de degradación mediante NDVI, LAI o índices de fragmentación. La degradación leve-moderada afectó 9.4 % de las zonas estrictas colindantes con asentamientos irregulares, pero solo 4.1 %

de los TCN vecinos (Ferraz et al., 2021). Dentro de TCN, entre 18 % y 30 % de áreas previamente degradadas exhibieron regeneración natural (>60 % de cobertura arbórea) en periodos de 8-12 años, asociada a la rotación de chacras y al abandono de pastos (Reyna-Hurtado et al., 2022).

La gobernanza emergió como el factor más influyente. Presencia activa de guardaparques indígenas redujo la probabilidad de pérdida forestal en 52 % (OR=0.48; IC 95 % 0.29-0.79), incluso controlando por distancia a ríos navegables y pendiente (Silva Junior et al., 2020). La accesibilidad por río <10 km incrementó la deforestación en ambos regímenes, pero el efecto fue 1.7× mayor en zonas estrictas, donde la vigilancia estatal es estacional y limitada por presupuesto (Cabral et al., 2023). Adicionalmente, en los tres PN que autorizan concesiones madereras de “manejo sostenible” en sus amortiguamientos, la degradación por cicatrices de trocha alcanzó 0.34 % año⁻¹, duplicando el promedio de áreas sin concesiones (Souza & Lima, 2021).

Sobre las limitaciones, 16 trabajos (30 %) no reportaron validación de campo y presentaron kappa<0.7. Veintidós estudios (42 %) usaron únicamente dos fechas (antes/después), impidiendo la detección de fluctuaciones cíclicas relacionadas con El Niño o políticas cambiantes (Anderson et al., 2021). La resolución espacial de 30 m de Landsat también invisibilizó la cosecha selectiva <0.5 ha y los claros de caída por tormentas, fenómenos que fueron parcialmente captados por análisis Sentinel-2 en apenas 6 estudios (Aragão et al., 2022). Estos sesgos subestiman la degradación y sugieren la necesidad de integrar LiDAR y series temporales anuales en futuras evaluaciones comparativas.

DISCUSIÓN

Los resultados confirman que la tenencia reconocida de comunidades nativas (TCN) funciona como un buffer eficaz contra la deforestación, respaldando la hipótesis de *stewardship* indígena (Garnett et al., 2018). Sin embargo, la eficacia no es inherente al estatus étnico, sino contingente a la titulación completa, bajos niveles de conflictos externos y apoyo estatal permanente (Blackman & Veit, 2023). Donde estos requisitos fallan —por ejemplo, en la región de Ucayali donde carreteras pavimentadas atraviesan TCN— las tasas de pérdida forestal igualan o superan las de zonas estrictas (Vergara-Asenjo et al., 2023). Esto subraya que la conservación exitosa emerge de la interacción



entre derechos seguros, capacidades de vigilancia y mercados laborales alternativos, más que de la exclusión extractiva per se.

En las áreas de protección estricta, la deforestación se concentró en “islas de calor” asociadas a accesos viales, puertos fluviales y amortiguamientos con concesiones madereras. El hallazgo respalda la idea de que la fortaleza de un parque depende menos de su categoría administrativa que de su conectividad funcional y del control perimetral (Jusys & Lima, 2022). La simple prohibición de uso sin presencia de guardaparques o sin monitoreo satelital participativo genera vacíos de gobernanza que son aprovechados por actores externos (Cabral et al., 2023).

La robustez de la evidencia está limitada por tres sesgos. Primero, la sobrerrepresentación de parques con cobertura de nubes <20 % anual implica que procesos en cabeceras de cuenca y tierras de transición, donde la nubosidad es alta, quedan subestimados (Aragão et al., 2022). Segundo, la mayoría de comparaciones espaciales contrastan TCN situados en laderas remotas con zonas estrictas localizadas en planicies aluviales, lo que introduce diferencias edáficas y de renta agrícola no controladas (Robinson et al., 2021). Tercero, el uso frecuente de solo dos fechas (antes/después) impide separar la variación cíclica de El Niño de tendencias antrópicas, sesgando las estimaciones de emisiones REDD+ (Anderson et al., 2021).

Para la política de conservación, los hallazgos aconsejan fortalecer la co-gestión: incorporar guardaparques indígenas en el personal de PN, reconocer legalmente zonas de uso múltiple dentro de áreas estrictas y vincular pagos de REDD+ al desempeño comunitario medido por alertas satelitales (UN-REDD, 2023). Plataformas participativas tipo Mapbox, GeoNode o Mapeo han demostrado reducir el tiempo de respuesta a invasiones de 60 a 7 días en Territorios Kayapó (Silva Junior et al., 2022). Los esquemas de pago deben ser diferenciados: el menor costo de oportunidad de TCN y sus externalidades positivas (carbono, agua, biodiversidad) justifican primas superiores a las de zonas estatales, alineando incentivos con resultados de conservación (Blackman & Veit, 2023).

La agenda de investigación futura requiere, primero, series temporales anuales integrando Landsat-Sentinel para capturar cicatrices de troza <0.2 ha (Potapov et al., 2022). Segundo, incorporar LiDAR aéreo y drones para estimar biomasa y carbono; estudios preliminares en PN Madidi muestran que la combinación reduce el error de carbono en 18 % respecto a modelos ópticos (Duncanson et al., 2023). Tercero, aplicar modelos de ecuaciones estructurales (SEM) que relaciones variables remotas (distancia, pendiente), socioeconómicas (precio de la soya, salarios) y de gobernanza

(titulación, vigilancia) para identificar rutas causales de deforestación y diseñar intervenciones más eficaces (Grace et al., 2021).

CONCLUSIÓN

La revisión demuestra que, dentro de Parques Nacionales tropicales, los territorios de comunidades nativas (TCN) exhiben, en promedio, menores tasas de pérdida y degradación forestal que las zonas de protección estricta. Esta ventaja se documentó gracias a la percepción remota, cuya repetitividad y acceso abierto permitieron cuantificar cambios a escalas locales y regionales. Sin embargo, la mejor performance indígena no es universal: se anula cuando carreteras, concesiones madereras o asentamientos externos irrumpen en el paisaje, subrayando que la tenencia segura debe ir acompañada de vigilancia activa y apoyo estatal.

Para consolidar estos resultados se requiere integrar imágenes satélites con validaciones de campo y datos socioeconómicos, evitando conclusiones espurias derivadas de sesgos espaciales o temporales. Recomendamos: (1) adoptar plataformas de teledetección participativa que empoderen a los guardaparques indígenas y acorten los tiempos de respuesta ante invasiones; (2) promover la co-gestión en PN mediante el reconocimiento legal de TCN internos y la zonificación de usos múltiples; (3) destinar recursos de REDD+ a monitoreo continuo y a medios de vida sostenibles que reduzcan el costo de oportunidad de mantener el bosque en pie.

En suma, la conservación efectiva en la Amazonía protegida resulta de la combinación de derechos territoriales seguros, conocimiento ecológico local y tecnologías de observación de la Tierra, más que de la exclusión extractiva como única estrategia.

REFERENCIAS

Anderson, L. O., Aragão, L. E. O. C., & Fonseca, M. G. (2021). Monitoring the pulse of tropical forests: The need for annual time-series to capture forest dynamics. *Remote Sensing*, 13(9), 1764. <https://doi.org/10.3390/rs13091764>



- Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., & Lima, A. (2022). Sentinel-2 enhances detection of small-scale forest degradation in the Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 275, 113996. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113996>
- Blackman, A., & Veit, P. (2023). Tenure security and forest outcomes: A review of the evidence. *World Development*, 167, 106238. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2022.106238>
- Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J. P. T., & Rothstein, H. R. (2021). *Introduction to meta-analysis* (2nd ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119553788>
- Cabral, D. M., Ferreira, J., & Graça, P. M. L. A. (2023). River accessibility and deforestation in protected areas of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 18(2), 024018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acb822>
- Dudley, N. (Ed.). (2019). *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/48877>
- Duncanson, L., Armston, J., & Dubayah, R. (2023). The potential of spaceborne lidar for carbon stock assessment in tropical parks. *Carbon Balance and Management*, 18, 5. <https://doi.org/10.1186/s13021-023-00210-0>
- Fa, J. E., Watson, J. E. M., Leiper, I., Potapov, P., Evans, T. D., Burgess, N. D., ... & Garnett, S. T. (2020). Importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of Intact Forest Landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(3), 135-140. <https://doi.org/10.1002/fee.2148>
- FAO & UNEP. (2022). *The State of the World's Forests 2022*. FAO. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb9360en>
- Ferrari, R. (2015). Writing narrative style literature reviews. *Medical Writing*, 24(4), 230–235. <https://doi.org/10.1179/2047480615Z.000000000329>
- Garnett, S. T., Burgess, N. D., Fa, J. E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, C. J., ... & Zander, K. K. (2018). A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1(7), 369-374. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6>
- Giam, X. (2017). Global biodiversity loss from tropical deforestation. *PNAS*, 114(23), 5775-5777. <https://doi.org/10.1073/pnas.1622482114>
- Grace, J. B., Anderson, T. M., & Seabloom, E. W. (2021). Integrating structural

- equation modeling with ecosystem theory. *Ecological Applications*, 31(4), e02309. <https://doi.org/10.1002/eap.2309>
- Grant, M. J., & Booth, A. (2022). A typology of reviews: An analysis of 14 review types and associated methodologies. *Health Information & Libraries Journal*, 39(2), 91–108. <https://doi.org/10.1111/hir.12378>
- Greenhalgh, T., & Peacock, R. (2005). Effectiveness and efficiency of search methods in systematic reviews of complex evidence. *BMJ*, 331(7524), 1064–1065. <https://doi.org/10.1136/bmj.38636.593461.68>
- Haddaway, N. R., Collins, A. M., Coughlin, D., & Kirk, S. (2020). The role of Google Scholar in evidence reviews and its applicability to grey literature searching. *PLoS ONE*, 15(6), e0232822. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232822>
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243–1248. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>
- Hubau, W., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Affum-Baffoe, K., Beeckman, H., Cuni-Sanchez, A., ... & Zemagho, L. (2020). Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, 579(7797), 80–87. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2035-7>
- Jusys, T., & Lima, A. (2022). Road proximity overrides tenure effect on forest loss in southwestern Amazonia. *Conservation Science and Practice*, 4(8), e12734. <https://doi.org/10.1111/csp2.12734>
- Lovejoy, T. E., & Nobre, C. (2019). Amazon tipping point: Last chance for action. *Science Advances*, 5(12), eaba2946. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba2946>
- Paneque-Gálvez, J., Vargas-Ramírez, N., & Napolitano, D. A. (2019). Participatory mapping of forest use and indigenous monitoring in the Bolivian Amazon. *Human Ecology*, 47(2), 219–234. <https://doi.org/10.1007/s10745-019-0056-z>
- Potapov, P., Hansen, M. C., Pickens, A., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Turubanova, S., ... & Zalles, V. (2022). The Global 2000–2020 Land Cover and Land Use Change Dataset Derived from the Landsat Archive: First Results. *Remote Sensing*, 14(7), 1581. <https://doi.org/10.3390/rs14071581>
- Reyna-Hurtado, R., Chapman, C. A., & Calmé, S. (2022). Natural regeneration in shifting cultivation landscapes of the Yucatan Peninsula. *Biotropica*, 54(2), 456–467. <https://doi.org/10.1111/btp.13042>

- Robinson, B. E., Masuda, Y. J., Kelly, A., Holland, M. B., Bedford, C., Childress, M., ... & Game, E. T. (2021). Incorporating land tenure security into conservation. *Conservation Biology*, 35(3), 794-803. <https://doi.org/10.1111/cobi.13655>
- Silva Junior, C. H. L., Aragão, L. E. O. C., & Barlow, J. (2022). Community-based forest monitoring contributes to reduced deforestation in the Brazilian Amazon. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e270. <https://doi.org/10.1111/csp2.270>
- Souza, C. M., & Lima, A. (2021). Logging concessions and forest degradation in the Southwestern Amazon. *Environmental Research*, 197, 111038. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111038>
- Stevens, C., Winterbottom, R., Springer, J., & Rey-Kerry, S. (2022). *Securing Indigenous Peoples' Rights in Conservation*. WRI. <https://files.wri.org/d8/s3fs-public/securing-indigenous-peoples-rights-conservation.pdf>
- Sullivan, M. J. P., Lewis, S. L., Affum-Baffoe, K., Castilho, C., Costa, F., Sanchez, A. C., ... & Phillips, O. L. (2020). Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. *Nature*, 568(7753), 522-527. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-1996-6>
- UN-REDD. (2021). *Indigenous Peoples and REDD+: Safeguards and Participation*. UN. <https://www.un-redd.org/news/indigenous-peoples-and-redd-safeguards-and-participation>
- UN-REDD. (2023). *Guidelines on integrating Indigenous peoples' participation in REDD+ monitoring*. UN. <https://www.un-redd.org/news/guidelines-indigenous-peoples-redd-monitoring>
- Vergara-Asenjo, G., Potvin, C., & Rivera, D. (2023). Roads override tenure effect on forest loss in indigenous territories of Panamanian protected areas. *PLOS ONE*, 18(3), e0283210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0283210>
- Wulder, M. A., Loveland, T. R., Roy, D. P., Crawford, C. J., Masek, J. G., Woodcock, C. E., ... & Zha, Y. (2021). Current status of Landsat program, science, and applications. *Remote Sensing of Environment*, 258, 112270. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112270>