

Áreas Indígenas con tenencia segura de la tierra pueden reducir la pérdida de bosques en *hotspots* de deforestación

Micaela Camino ^{1,2(*)}, Pablo Arriaga Velasco Aceves ^{1 (T)}, Ana Alvarez ^{3,4}, Pablo Chianetta^{4,5}, Luis Maria de la Cruz^{6,7}, Karina Alonzo⁸, Maria Vallejos⁹, Lecko Zamora¹⁰, Andrea Neme¹, Mariana Altrichter^{1,11}, Sara Cortez¹

¹ Proyecto Quimilero, CABA, Argentina;

² Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL) – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) & Universidad Nacional del Nordeste (UNNE);

³ Fundación de Acompañamiento Social de la Iglesia Anglicana del Norte Argentino, ASOCIANA, Tartagal, Salta, Argentina; alvarez@agro.uba.ar

⁴ Red Agroforestal Chaco, REDAF. Santa Fe, Argentina

⁵ Asociación para la Promoción de la Cultura y el Desarrollo (APCD), Formosa, Argentina

⁶ Iniciativa Amotocodie, Asunción, Paraguay

⁷ FUNGIR, Formosa, Argentina

⁸ Qom Indigenous People

⁹ Instituto de Investigaciones Ecológicas y Fisiológicas vinculadas a la Agricultura (IFEVA), Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina

¹⁰ Wichí Indigenous People

¹¹ Prescott College, Arizona, US

(*) First and corresponding Author

(T) Pablo is also first author of this article

Contactos: micaela.camino@gmail.com, info@proyectoquimilero.com.ar

Resumen

Debido a las actividades humanas, la mayor parte de los ecosistemas naturales del mundo han desaparecido y el resto se encuentra amenazado. A escala global, el 40% de los bosques que restan en la tierra se encuentran en Áreas de Pueblos Indígenas (API). Si bien varios estudios muestran que las API contribuyen a conservar la cobertura boscosa y detener la pérdida de bosques, otras investigaciones han llegado a resultados opuestos. Los diferentes resultados sobre el papel de la API en la conservación y pérdida de bosques probablemente se deban al

efecto de otras variables, por ejemplo, la seguridad de la tenencia de la tierra. En este estudio, abordamos el papel de API en la conservación y pérdida de bosques, diferenciando “API con seguridad en la tenencia de la tierra (API-S)” de aquellas con “inseguridad en la tenencia de la tierra (API-I)”. Trabajamos en un punto crítico de deforestación a escala global (hotspot): la región del Chaco Seco Sudamericano. Primero, mapeamos las API en el Chaco Seco. Luego, cubriendo el período 2000-2019, medimos la cobertura y pérdida de bosques en API-S, API-I y en áreas “no indígenas (no-API)”. Finalmente, usamos un método de estimadores coincidentes (matching estimators) para evaluar estadísticamente si API-S y API-I detienen la pérdida de bosques. Para evitar sesgos, tomamos en cuenta el efecto de variables como país (Argentina/Bolivia/Paraguay), área protegida (sí/no), entre otras. Así, creamos el primer mapa de API para el Chaco Seco y encontramos que al menos 44% de los bosques restantes de esta región están en API, y el 67% de ellos son API-I. Nuestros resultados también mostraron que los API-S funcionan como barreras contra la deforestación. Dentro de las AP, el efecto de API-S no siempre fue significativo, probablemente porque las AP ya estaban reduciendo la pérdida de bosques. El efecto de API-I para detener la pérdida de bosques fue variable. Concluimos que la seguridad de la tenencia de la tierra es clave para que API reduzca la pérdida de bosques, agregando evidencia sobre la importancia de asegurar los derechos de tenencia de la tierra de las comunidades indígenas cuando trabajamos en conservación de ecosistemas y biodiversidad. A escala regional, una gran proporción de los bosques restantes son indígenas y las iniciativas de conservación deben desarrollarse conjuntamente con las personas locales, respetando sus derechos, necesidades y cosmovisiones.

Palabras clave

Conservación, Chaco Seco, Áreas Protegidas, derechos indígenas, tenencia de la tierra, estimadores coincidentes (matching estimators)

Introducción

El mundo se enfrenta a una crisis ambiental sin precedentes como consecuencia de las actividades humanas (Díaz et al., 2019). Uno de los principales impulsores de esta crisis es el avance de la agricultura industrial para la producción de bienes de exportación (Curtis et al., 2018, Foley et al., 2005); dicho avance contribuye al cambio climático, la degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad, entre otras amenazas ambientales (Díaz et al., 2019, Foley et al., 2005). Actualmente, más de la mitad de los ecosistemas naturales del mundo han desaparecido y el resto se encuentra amenazado (Díaz et al., 2019). De los ecosistemas naturales restantes en el mundo, alrededor del 40% se encuentran en Áreas de Pueblos Indígenas (API en adelante) (Garnett et al., 2018; definición de Indígenas' Lands de los Pueblos en el Material Suplementario 1). Las API también poseen más del 36% de los últimos bosques mejor conservados del mundo (Fa et al. 2020).

Las API conservan la mayoría de los bosques que quedan en el mundo -a escala global-, pero existe controversia sobre su papel para reducir la pérdida de bosques (Boillat et al., 2022). Varios estudios demostraron que las API reducen la pérdida de bosques (e.g., Baragwanath y Bayi, 2020, Bonilla-Mejia y Higuera-Mendieta, 2019, Liscow, 2013, Jusys, 2018, Nepstad et al., 2006, Nolte et al., 2013, Robinson et al., 2014, Soares-Filho et al., 2010), e incluso pueden superar a las Áreas Protegidas estrictas en su performance respecto a la conservación de los bosques (Begotti and Peres, 2020, Blackman, 2017, Boillat et al., 2022, Bonilla-Mejía and Higuera-Mendieta, 2019, Nelson y Chomitz, 2011, Nepstad et al., 2006, Pfaff et al., 2014).

Sin embargo, otros estudios encontraron que la pérdida de bosques fue similar dentro y fuera de las API (e.g., Robinson et al., 2014, BenYishay et al., 2017, Jusys, 2018, Oliveira et al., 2020). El efecto de las API en el avance de la pérdida de bosque puede depender de diferentes factores, como el grado de aislamiento del área, la densidad de población, la gobernanza (Blum et al., 2022, Bonilla-Mejia and Higuera-Mendieta, 2019), la presión de la agricultura industrial para avanzar sobre ecosistemas naturales de áreas circundantes (Conceicao et al., 2021, Ferrante et al., 2021, Lambin et al., 2001), y la seguridad en la tenencia de la tierra (Benzeev et al., 2023, Blackman et al., 2017, Blum et al., 2022, Bonilla-Mejia and Higuera-Mendieta, 2019, Bragawanath and Bayi, 2020, Faingerch et al., 2021, Robinson et al., 2014 & 2018, Tseng et al., 2022 definición de seguridad de tenencia de la tierra y inseguridad en el material complementario 1).

La seguridad de la tenencia de la tierra puede contribuir a reducir la pérdida de bosques en las API porque, cuando existe, estas áreas tienen límites y propietarios claros (Blackman et al., 2017, Bragawanath y Bayi, 2020, Robinson et al., 2014), y las comunidades y las instituciones gubernamentales tienen mecanismos para prevenir, controlar y sancionar la deforestación y la pérdida ilegal de bosques (Robinson et al., 2014 & 2018, Bragawanath y Bayi, 2020). Sin embargo, tener el título de propiedad de una tierra no garantiza la seguridad de la tenencia de la tierra (Liscow 2013, Holland y Diop 2022, Robinson et al. 2014, Robinson y Diop 2022). Para que esto suceda, los títulos deben permitir el cumplimiento de las normas y los estados deben asegurar los derechos basados en las API y la tenencia de la tierra, y respetar los límites oficiales de estas áreas (Bragawanath y Banyí, 2020). Además, las actividades que los estados permitan dentro de las API también afectarán el grado en que la deforestación y la consiguiente pérdida de bosques penetren en estas áreas (Boillat et al., 2022, Conceicao, et al. 2021, Ferrante et al., 2021). Asimismo, hay evidencia de que el reconocimiento formal legal de la tenencia de la tierra a través de títulos puede aumentar la seguridad de la tenencia de la tierra, pero también puede aumentar la especulación de los inversionistas sobre las tierras y las ganancias obtenidas a partir

de la deforestación y, por lo tanto, los títulos de propiedad podrían incentivar la pérdida de bosques en tierras privadas (BenYishay et al., 2017). , Ceddia et al., 2019, Feingarch et al., 2021, Holland and Diop, 2022, Mastrangelo et al., 2014, Notess et al., 2021 , Probst et al., 2020) . De modo que los títulos de propiedad y la seguridad de la tenencia no siempre estarían contribuyendo a la conservación del bosque en las API.

En las fronteras de la agricultura industrial –allí donde se encuentra el límite entre las tierras con agricultura industrial y las que conservan su cobertura natural-, la pérdida de ecosistemas naturales es más acelerada y más probable que en otras áreas (Lambin et al. 2001, le Polain de Waroux et al. 2018). En estas fronteras existe presión de actores externos y lobbies para que la agricultura industrial avance sobre los ecosistemas naturales (Blum et al., 2022, Conceicao et al., 2021, Lambin et al., 2001, le Polain de Waroux et al., 2018, Vallejos et al., 2020). Esta presión puede debilitar las instituciones de las comunidades locales, el estado de tenencia de la tierra y/o sus prácticas tradicionales de manejo de bienes y tierras (Beggoti y Peres, 2020, Conceicao et al., 2021, Vallejos et al., 2020). Además, los habitantes tradicionales de bosques ricos en biodiversidad a menudo carecen de seguridad en la tenencia de la tierra, y la implementación de las leyes que respeten sus normas estatutarias es deficiente (Conceicao et al., 2021, Goldfarb y van der Haar, 2015, Levers et al., 2021, Robinson et al. , 2014, Vallejos et al., 2020).

En este contexto, los Pueblos Indígenas pueden no ser capaces de conservar la naturaleza o pueden preferir el beneficio inmediato proporcionado por actividades extractivas (por ejemplo, la tala selectiva) al beneficio incierto, a largo plazo, que puede brindar la conservación de los bosques que, de todas formas, ya están siendo destruidos por otros actores (Boillat et al. al., 2022, Faingerch et al., 2021, Garnett et al., 2018, Mastrangelo et al., 2014).

El Chaco Seco Sudamericano es una frontera industrial-agrícola altamente dinámica (Kuemmerle et al., 2017, Curtis et al., 2018). Esta región tiene el bosque seco tropical/subtropical más grande del mundo (Kuemmerle et al., 2017), y muchos pueblos indígenas diferentes viven en comunidades aisladas dispersas en el bosque (Braunstein, 2005, Camino et al., 2018, DGEEC, 2013 , IA, 2016, INDEC, 2010, Vallejos et al., 2020). En las últimas décadas, la pérdida de bosques y sus consecuencias negativas avanzan rápidamente debido a la expansión de la agricultura industrial (Camino et al., 2022, Curtis et al., 2018, De la Sancha et al., 2021, Global Forest Watch, 2022), y la región es considerada un punto crítico de deforestación a nivel mundial (i.e. Hotspot, Kuemmerle et al., 2017).

En este estudio, nuestro objetivo fue abordar el papel del API en la conservación de los bosques del Chaco Seco y en detener el avance de la pérdida de bosques, para el período 2000 – 2019.

Trabajamos a escala regional y nuestros objetivos particulares fueron: 1) mapear las API con tenencia de la tierra segura e insegura (API-S e API-I, respectivamente; definiciones en el Material Suplementario 1); 2) medir y describir el área de bosque que se conservó y se perdió en API-S, API-I y en tierras no indígenas (no-API en adelante); 3) medir estadísticamente el efecto de API-S e API-I en la pérdida de cobertura boscosa. Para lograr nuestros objetivos y evitar sesgos, diferenciamos API-S, API-I y no-API que se superponen con Áreas Protegidas (AP) de aquellas que ocurren fuera de AP. También diferenciamos nuestros resultados por país.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio y contexto

El Chaco Seco se encuentra en América del Sur y cubre alrededor de 786.788 km² distribuidos en Argentina (63%), Bolivia (15%) y Paraguay (22%; De la Sancha et al. 2021, Olson et al., 2001). Las precipitaciones fluctúan entre 550 y 800 mm y ocurren principalmente entre octubre y mayo; la presencia de ríos, lagunas y otras fuentes de agua superficial es escasa (Morello et al., 2012). Las principales fisonomías de la vegetación son bosques espinosos xerófilos caducifolios y semicaducifolios, que se alternan con ecosistemas como pastizales, matorrales, entre otros (Morello et al., 2012). La investigación sugiere que el paisaje actual fue moldeado en gran medida por las prácticas de caza que los Pueblos Indígenas tenían en el pasado (Morello et al., 2012). La región es rica en biodiversidad y está habitada por varias especies endémicas y en peligro de extinción, por ejemplo, el pecarí quimilero o taguá (*Catagonus wagneri*, Camino et al., 2022, Nori et al., 2016, Redford et al., 1990).

En 2019, los bosques cubrían alrededor de 360.000 km² de la región (Camino et al., 2022), pero estos están desapareciendo rápidamente debido al avance de la deforestación para la agricultura industrial (subsección 2.1.2). Las Áreas Protegidas (AP) son pequeñas y se encuentran aisladas unas de otras por lo que resultan insuficientes para conservar la mayoría de las especies y procesos ecológicos de la región (Camino et al., 2022, de la Sancha et al., 2021, Nori et al. 2016). Las AP cubren el 22% de la región del Chaco Seco, Argentina tiene 3,5% de cobertura de AP, Bolivia 41,5% y Paraguay 37,87% (de la Sancha et al. 2021).

La deforestación a gran escala y la agricultura industrial son los principales impulsores de la pérdida de bosques en el Chaco Seco, y son realizadas por empresas de otras regiones que

aprovechan la inseguridad en la tenencia de la tierra de las comunidades locales y las fuerzan a desplazarse (Faingerch et al., 2021, Goldfarb y van der Haar, 2015, le Polain de Waroux et al., 2018, Levers et al., 2021, Vallejos et al., 2020). Este proceso se ve fomentado por la aplicación deficiente de las leyes nacionales y locales, así como por redes de corrupción (Blum et al., 2022, le Polain de Waroux et al., 2018 y 2019, Mastrangelo y Aguiar, 2019 y Material complementario 2). Desde la década de 1990, la agricultura industrial para la producción de bienes de exportación ha ido transformando rápidamente los bosques del Chaco Seco en sistemas de baja diversidad biológica y cultural (Goldfarb y van der Haar, 2015, Kuemmerle et al., 2017, Mastrangelo y Aguiar, 2019).). El avance de la frontera agrícola en una región con condiciones tan áridas y semiáridas fue permitido en gran medida por el desarrollo de soja genéticamente modificada, resistente a estas condiciones, y también por la implantación de pastos foráneos, por ejemplo, gaton panic, que facilitaron la ganadería industrial en áreas donde la misma no era desarrollada anteriormente (Fehlenberg, 2017, le Polain de Waroux et al., 2018 y 2019, Zak, 2008).

Varios grupos indígenas ocuparon el Chaco Seco antes de que Argentina, Paraguay y Bolivia conquistaran la región (Braunstein, 2005, Palmer, 2005). La mayoría de los grupos eran cazadores-recolectores que se desplazaban por sus territorios siguiendo rutas preestablecidas (Braunstein, 2005, Palmer, 2005). Desde la década de 1600 se inició en la región un movimiento de conversión de los indígenas al cristianismo y a fines del siglo XIX, este movimiento se combinó con campañas militares para conquistar estas tierras (Palmer, 2005). La cristianización y los procedimientos militares llevaron a la mayoría de los Pueblos Indígenas a desaparecer o a asentarse y ocupar áreas marginales que eran muy pequeñas en comparación con las áreas que habían utilizado en el pasado (Braunstein, 2005, Palmer, 2005).

Actualmente, numerosos pueblos indígenas aún viven en el Chaco Seco (DGEEC, 2013, INDEC, 2010, INE, 2012, INRA, 2013). Además de vivir en ciudades y pueblos, los Pueblos Indígenas viven en pequeñas comunidades esparcidas por los bosques que quedan en el Chaco Seco (DGEEC, 2013, INDEC, 2010, INE, 2012). Las comunidades rurales indígenas tienen economías de subsistencia basadas en la caza y la recolección, entre otras actividades (Braunstein, 2005, Camino et al., 2018, IA, 2016, Noss et al., 2005). Una pequeña proporción de los grupos indígenas que habitan el Chaco Seco permanecen no contactados y aún son nómades (Bessire, 2012IA, 2016).

Si bien Argentina, Bolivia y Paraguay son signatarios de los acuerdos internacionales más importantes sobre derechos humanos e indígenas, por ejemplo, OIT 169 (1989, Material

Suplementario 2) y la Constitución Nacional de los tres países reconoce a los pueblos indígenas la preexistencia a los estados nacionales, sus identidades étnicas y culturales únicas y su derecho a la titulación comunal, colectiva, de sus tierras (Constituciones Nacionales de Argentina 1994, Bolivia 2009 y Paraguay 1992, Material complementario 2), estos acuerdos y leyes internacionales en Argentina, Bolivia y Paraguay no están siendo suficientes para garantizar la tenencia de la tierra a todas las comunidades indígenas del Chaco Seco (Material complementario 2). Mientras que Argentina y Paraguay tienen vacíos en las leyes nacionales y una implementación deficiente de la normativa existente, Bolivia se diferencia porque su Constitución Nacional establece que el país es plurinacional, comunitario, descentralizado e intercultural. La Constitución Nacional fue creada en 2009 con la participación de muchas organizaciones indígenas diferentes (Rosseau y Manrique 2019); las instituciones y prácticas indígenas fueron incorporadas a la estructura del Estado y las tierras indígenas pueden convertirse en territorios autónomos (Material Complementario 2); pero también Bolivia ha estado cambiando su fuerte legislación indigenista y ahora, la explotación de bienes naturales en API no requiere el consentimiento de las comunidades locales (Material Suplementario 2). En los tres países, grupos indígenas, organizaciones no gubernamentales, prensa nacional e internacional y agencias internacionales han denunciado violaciones a los derechos de tenencia de la tierra de los indígenas (Material Suplementario 2).

Los LPI no siempre son reconocidos por los Estados, que pueden ignorar los reclamos indígenas o reconocer formalmente solo pequeñas porciones de sus tierras tradicionales (Material complementario 2). Cuando los pueblos indígenas acceden a sus títulos de propiedad de la tierra, la seguridad de la tenencia de la tierra tampoco está siempre garantizada, por ejemplo, porque estas tierras son invadidas por actividades extractivas (Vallejos et al., 2020, Material complementario 2).

Como consecuencia, existen comunidades indígenas en el Chaco Seco que viven con precariedad en la tenencia de la tierra y en áreas más pequeñas de lo que necesitan para sobrevivir física, cultural y espiritualmente (Martín y Vallejos-Roa, 2022, Material Suplementario 2). Muchas comunidades indígenas con tenencia insegura de la tierra reportaron acciones violentas sobre ellas por parte de actores privados o agencias del Estado, y estas situaciones se asociaron a desalojos y/o a actividades extractivas en API -que requieren la destrucción de grandes áreas de ecosistemas naturales o bienes- (Material complementario 2).

2.2 Métodos

2.2.1 Mapeo de las Áreas de los Pueblos Indígenas (API)

Mapeamos API utilizando diferentes fuentes de información, incluida la literatura revisada por pares, informes, documentos legales y plataformas en línea de ONG y de organizaciones nacionales e internacionales, entre otros (lista completa en Material complementario 3). Para acceder a las diferentes fuentes de información, utilizamos dos métodos complementarios: a) una búsqueda web exhaustiva usando Scholar Google y Google, y combinaciones de diferentes palabras de búsqueda (por ejemplo, <Tierras Indígenas> + <Chaco>) tanto en inglés como en español (lista de términos buscados en el Material Suplementario 3), y b) consultamos referentes, es decir, líderes indígenas, expertos locales y organizaciones que han estado trabajando con comunidades indígenas y temas relacionados con la tenencia de la tierra durante más de tres décadas (algunos referentes escriben este artículo)(Material complementario 3).

Diferenciamos API con seguridad de tenencia de la tierra (API-S) de aquellos con inseguridad de tenencia de la tierra (API-I) (definiciones en Material complementario 1). Esta información generalmente ya estaba disponible en las fuentes que usamos para mapear API. Cuando no estábamos seguros de si un área en particular era una API-S o API-I, usamos Google y Google News para buscar el nombre de la comunidad y los posibles conflictos de tenencia de la tierra (lista de términos buscados en Material complementario 3). Cuando encontramos información contradictoria sobre la seguridad/inseguridad de la tenencia de la tierra de una API, utilizamos un algoritmo de decisión para determinar la situación de la API (Material complementario 3).

Además de brindarnos materiales y literatura para desarrollar los mapas de API, los referentes revisaron nuestros mapas a lo largo del proceso de mapeo, nos ayudaron a evaluar la confiabilidad de la información que seleccionamos y a comprender mejor la ubicación espacial de API en particular (Material complementario 3) .

La información sobre API y seguridad de la tenencia de la tierra que recopilamos tenía diferentes formatos de archivo, como capas vectoriales, documentos de texto, puntos georreferenciados, etc. Procesamos la información y le dimos un formato de archivo de forma de capa vectorial a todos los archivos. Para cada procedimiento que incluía capas con múltiples polígonos, fusionamos y disolvimos estos polígonos para obtener una capa única y evitar errores de cálculo de área.

2.2.2 Mapa de tenencia de la tierra del Chaco Seco

Las API y no API que se superponen con áreas protegidas (AP) con categorías de conservación estrictas (definición en el Material complementario 1) pueden tener diferentes resultados en la conservación y pérdida de bosques que las API y no API que están fuera de AP. Por lo tanto, analizamos por separado estas dos situaciones. Para ello, seleccionamos AP con categorías estrictas de conservación de la información disponible en la Base Mundial de Datos sobre Áreas Protegidas (UICN y UNEP-WCMC, 2016). Luego, superpusimos el mapa de API creado en el paso anterior de nuestra investigación (Sección 2.2.1) con el mapa de AP con categorías estrictas de conservación.

Las políticas y leyes nacionales también pueden afectar la conservación y la pérdida de bosques en un área (Le Polain de Waroux et al., 2019, Material complementario 2). Por lo tanto, también diferenciamos API y no API según el país en el que se produjeron estas tierras. Como resultado obtuvimos un mapa de la región del Chaco Seco distinguiendo 18 clases de tenencia de la tierra según la superposición de las categorías de tres variables diferentes: 1) Tierra (3 categorías: API-S, API-I o no API) , 2) Protección (2 categorías: AP, no AP), 3) País (3 categorías: Argentina, Bolivia o Paraguay) (Tabla 1 Material Suplementario 4).

2.2.3 Cobertura forestal y pérdida de bosques

Para medir la cobertura y la pérdida de bosques, utilizamos el conjunto de datos forestales de píxeles de 30 m de Global Forest Change 2000-2019 (Hansen et al., 2013). Este conjunto de datos contiene rásteres de cobertura forestal para el año 2000 con porcentaje de cobertura por píxel y rásteres de pérdida de bosque durante el período 2000-2019 con 0 (sin pérdida) o un valor en el rango 1-19, que representa el año de pérdida de cobertura. Con ambos rásteres, usamos las herramientas de ArcGis 10.3 para crear dos mapas binarios de cobertura forestal (0-no bosque; 1-bosque), uno para el año 2000 y otro para el año 2019. Clasificamos los píxeles como bosque cuando estos tenían al menos 30 % de cobertura forestal (De la Sancha et al., 2021; Hansen et al., 2013) y se consideró un tamaño mínimo de parche de 0,5 ha (FAO, 2016). Medimos la cobertura forestal en los años 2000 y 2019 para cada clase de tenencia de la tierra utilizando estadísticas zonales de Qgis 3.22, que permite calcular varias estadísticas de los píxeles contenidos en un polígono dado, como la cantidad total de píxeles o la suma de los

valores de los píxeles. Calculamos la pérdida de bosque 2000-2019 como la diferencia de cobertura forestal entre ambos años. Luego, para describir los patrones de conservación y pérdida de bosques, estimamos el porcentaje de cobertura forestal y pérdida de bosques de cada clase de tenencia de tierra en relación con la región del Chaco Seco.

Es importante notar que medimos la pérdida de bosques y que, aunque el principal impulsor de la pérdida de bosques en la región es la deforestación debido al avance de la agricultura industrial, no diferenciamos la pérdida de bosques impulsada por otros agentes, por ejemplo, los incendios.

2.2.4 El efecto de Áreas de Pueblos Indígenas (API) en el avance de la pérdida forestal

Utilizamos un método de estimadores coincidentes para medir el efecto de API-S e API-I en detener la pérdida de bosques (siguiendo a Liévano-Latorre et al., 2021; Negret et al., 2020). Este es un método cuasi-experimental para comparar el efecto de un tratamiento en un resultado particular de interés (Butsic et al., 2017). Nuestros tratamientos fueron API-S e API-I, nuestro control no fue API y nuestro resultado de interés fue el porcentaje de pérdida de bosque entre los años 2000 y 2019 .

2.2.4.1 Diseño y medida de variables

Primero dividimos el área de estudio en unidades muestrales hexagonales de 1 km² . Para evitar sesgos, solo mantuvimos unidades de muestra que estaban completamente contenidas dentro de la región del Chaco Seco, que se superponían $\geq 90\%$ con una de las 18 clases de tenencia de la tierra (definidas en la Sección 2.2.2) y que tenían $\geq 90\%$ de cobertura forestal en el año 2000 (tabla resumen en Material Complementario 5). En estas unidades, estimamos el porcentaje de pérdida de bosque entre los años 2000 y 2019.

Con base en la literatura, identificamos cinco factores que podrían afectar la pérdida de bosques/avance de la deforestación en el Chaco Seco y, por lo tanto, deberían ser similares en las unidades de tratamiento y control (Butsic et al, 2017): 1) distancia al área deforestada anterior más cercana (le Polain de Waroux et al., 2019, Volante et al., 2016), 2) distancia al Área Protegida más cercana (Boillat et al. 2022, Fuller et al., 2019), 3) pendiente (Volante et al. ,

2016), 4) precipitación media anual (Aguiar et al., 2022) y 5) taxón de suelos (Aguiar et al., 2022, Volante et al., 2016). Otras variables comúnmente asociadas al avance de la deforestación no mostraron efecto en esta región, por ejemplo, la distancia a la carretera más cercana (Aguiar et al., 2022; Velasco-Aceves et al., 2021, Volante et al. 2016). Además, controlamos los efectos de las AP y de las políticas/leyes nacionales emparejando unidades de tratamiento y control que tenían las mismas categorías que definían sus clases de tenencia de la tierra con respecto a la Protección y País (definido en la Sección 2.2.2, detalle en Tabla S4.2).

Para medir la distancia al área deforestada anterior más cercana, creamos un mapa que muestra las áreas que habían perdido su cobertura forestal para el año 2000. Para esto, usamos la base de datos Collection 1.0 de REDAF, FAUBA, LARS & INTA (disponible en monitoreodesmonte.com.ar), que comprende la cobertura forestal perdida en el Chaco Seco para el período 1976-2012. De esta base de datos, seleccionamos, fusionamos y disolvimos todos los polígonos existentes desde 1976 hasta el año 2000. Luego medimos la distancia euclidiana desde cada unidad de muestra hasta el área deforestada más cercana en la capa del vector de deforestación con ArcGis 10.3. Usamos este mismo procedimiento y el mapa creado en la Sección 2.2.1 para medir la distancia de las unidades al PA más cercano.

Obtuvimos la precipitación anual y la pendiente de la base de datos WorldClim (Fick and Hijmans, 2017; resolución espacial de 30 segundos $\approx 1 \text{ km}^2$). Calculamos un mapa de porcentaje de pendiente del SRTM con ArcGIS 10.3. Finalmente, obtuvimos el taxón de suelos del Mapa Global de Regiones de Suelos creado por el USDA, que se basa en el mapa de clasificación de suelos de la FAO con una resolución de $\approx 3,5 \text{ km}$ de píxel. A cada unidad de muestra se le asignó un taxón de suelo único dada la resolución más gruesa del mapa de suelos. (mapas de las variables en el Material Suplementario 4).

2.2.4.2 Análisis estadístico

Utilizamos una puntuación de propensión como procedimiento de emparejamiento para emparejar las unidades de tratamiento y control. El puntaje de propensión evalúa la similitud entre unidades de tratamiento y control sobre su probabilidad de tratamiento según una serie de covariables (Butsic et al., 2017). Para estimar el puntaje de propensión utilizamos un modelo logístico, en el que la variable de respuesta fue la clase de tenencia de la tierra y las covariables fueron los factores que identificamos asociados a la pérdida de bosque en el Chaco Seco (Sección 2.2.4.1). Implementamos modelos independientes para API fuera de PA (Ec. 1) y dentro de PA

(Ec. 2). Primero usamos estos dos modelos con nuestra variable de respuesta siendo API-S = 1 y no API = 0 y, segundo, usando API-I = 1 y no API = 0.

Ejecutamos un modelo separado para cada país.

ecuación 1 $Land_Tenure_class_{outside_PA} = \alpha_1 Dist_{PDef} + \alpha_2 \% \text{ de pendiente} + \alpha_3 Mean_yr_pp_{mm} + \alpha_4 \text{ Taxón de suelo} + \alpha_5 Dist_{PA}$

ecuación 2 $Land_Tenure_class_{inside_PA} = \alpha_6 Dist_{PDef} + \alpha_7 \% \text{ de pendiente} + \alpha_8 Mean_yr_pp_{mm} + \alpha_9 \text{ Taxón del suelo}$; ($Dist_{PDef}$) representa la distancia al área deforestada más cercana; ($Pendiente\%$) representa la pendiente; ($Mean_yr_pp_{mm}$) representa la precipitación media anual; ($Soil_{taxon}$) representa el tipo de suelo y ($Dist_{PA}$) representa la distancia euclidiana al PA más cercano. Todas las covariables son continuas excepto por $Taxón\ del\ suelo$, que es categórico.

Una vez obtenido el puntaje de propensión, emparejamos las unidades de tratamiento y control utilizando el método del vecino más cercano sin reemplazo (Lievano-Latorre et al., 2021). Usamos MatchIt (v4.3.0) en el entorno R (R CoreTeam, 2020) y calibradores específicos: 100 mm para la precipitación media anual y 1 % para la pendiente, dada nuestra escala de análisis y la condición topográfica relativamente homogénea de nuestra área de estudio, y un calibre de 0,1 unidades SD para la Distancia al área deforestada anterior más cercana y la Distancia al Área Protegida más cercana. Realizamos coincidencias exactas en el taxón de suelo, dado que no todos los suelos de la región son aptos para la agricultura. Evaluamos el equilibrio de covariables coincidentes con el paquete cobalt v4.2.1 (Pishgar et al., 2020) en el entorno R (Material complementario 4).

Luego, evaluamos la generalización de los pares retenidos para evaluar si nuestra muestra era representativa de toda la población y permitía estimar el efecto promedio del tratamiento (ATE). Para esto usamos nuestros pares emparejados y el conjunto de datos completo para calcular el índice de generalización y ponderaciones de Tipton para estimar ATE (Ackerman et al. 2019, Pacheco & Meyer 2022). El índice de Tipton mide la similitud entre los dos grupos - muestra y población- en un rango de 0-1, donde los valores más cercanos a 1 indican una alta generalización y los valores por debajo de 0,5 describen la disimilitud entre los grupos. Para cumplir con el supuesto de cobertura, recortamos la población a los límites de las covariables coincidentes (Ackerman et al. 2019). Los pesos se basaron en las probabilidades inversas de participación en el ensayo a través de la regresión logística, que asigna mayor peso a las muestras en los pares emparejados retenidos con mayor probabilidad de estar en la población.

Cuantificamos el efecto de API-S y de API-I en la reducción de la pérdida de bosques utilizando un modelo de regresión lineal con ajuste de covariables (siguiendo la viñeta MatchIt; Greifer 2022). Los datos de entrada en el modelo de regresión fueron los pares del procedimiento de emparejamiento y la variable de respuesta fue el porcentaje de pérdida de bosque de cada unidad de muestra entre 2000 y 2019. La variable de respuesta es continua y aparece como *Forest_loss* en Eq. 3 y 4. Utilizamos como covariables la clase de tenencia de la tierra (variable binaria definida como API-S = 1, no API = 0 e API-I = 1, no API = 0; *Land_Tenure_class* en Ec. 3 y 4) y también las del procedimiento de emparejamiento (Eq. 1 & 2). Para dar cuenta de la autocorrelación espacial medimos el porcentaje promedio de pérdida de bosque en una zona de amortiguamiento de 5 km y en una zona de amortiguamiento de entre 5 km y 30 km que rodea cada unidad de muestra (Negret et al., 2020). Además, incorporamos los pesos previamente calculados en los modelos de regresión y agrupamos los errores estándar en una cuadrícula de 5 km. Evaluamos cada país por separado.

$$\text{ecuación 3 } \textit{Forest_loss}_{\textit{outside_PA}} = \alpha_{10} \textit{Land_tenure_class} + 11 _ \textit{Pérdida_de_bosque}_{5\textit{km}} + 12 _ \textit{Forest_loss}_{5\textit{km}-30\textit{km}} +$$

$$13 _ \textit{Dist.}_{\textit{PDef}} + 14 _ \textit{Pendiente} \% + 15 _ \textit{Mean_yr_pp}_{\textit{mm}} + 16 _ \textit{Taxón del suelo} + 17 _ \textit{Distrito}_{\textit{PA}}$$

$$\text{ecuación 4 } \textit{Forest_loss}_{\textit{inside_PA}} = 18 _ \textit{Land_tenure_class} + 19 _ \textit{Pérdida_de_bosque}_{5\textit{km}} + 20 _ \textit{Forest_loss}_{5\textit{km}-30\textit{km}} +$$

$$21 _ \textit{Dist.}_{\textit{PDef}} + 22 _ \textit{Pendiente} \% + 23 _ \textit{Mean_yr_pp}_{\textit{mm}} + 24 _ \textit{Taxón del suelo}$$

Abordamos el efecto de la clase de tenencia de la tierra sobre el porcentaje de pérdida de bosque evaluando el valor p del coeficiente que acompaña a la variable *clase de tenencia de la tierra* (Eq.3 α_{10} y Ec.4 α_{18}). Los valores de p positivos significativos representan que el efecto del tratamiento aumentó la pérdida de bosque en comparación con la unidad de control. Mientras que los valores de p negativos significan que la pérdida de bosque es menor cuando ocurre el tratamiento. La magnitud del estimador representa el porcentaje de pérdida de bosque que difiere en la población debido al tratamiento.

3. Resultados

3.1 Mapa de Áreas de Pueblos Indígenas (API), cobertura forestal y pérdida de bosques en el Chaco Seco.

Obtuvimos un mapa de API para la región del Chaco Seco, y diferencia API-S, API-I y no API (Figura 1a). Nuestro mapa también muestra en qué país se encuentran estas tierras, su superposición con AP, la cobertura forestal en 2019 y la pérdida de bosques entre los años 2000 y 2019 (Figura 1b).

En 2019, los API cubrieron al menos el 30% del Chaco Seco (232.734 km², Figura 2a) y el 92% de ellos fueron API-I. Las categorías de tenencia de la tierra de la región estaban distribuidas de manera desigual entre los países, Argentina tenía la mayor proporción de no-API, la mayoría de API-S estaban en Bolivia y la mayoría de API-I, en Paraguay (Figura 2b). La proporción de API-S, API-I y no-API dentro de cada país también difirió, y mientras Argentina tenía una pequeña proporción de API y solo un 2% de API-S; Bolivia tenía una gran superficie de API y una proporción similar de API-S e API-I (39% y 33% respectivamente); y Paraguay tenía 51% cubierto por API-I y 5% por API-S (Figura 2a).

En 2019, los bosques cubrían el 47% de la región del Chaco Seco (373.365 km², Figura 3). De los bosques restantes, el 44% estaban en API (164.430 km²; Figuras 4a) y el 67% de estos estaban en API-I (109.770 km², Figuras 4a). Cuando los subdividimos por país, la mayoría de los bosques en API en Argentina y Paraguay ocurrieron en API-I ($\geq 83\%$), mientras que en Bolivia, estos ocurrieron en API-S (61%) (Fig. 4a). En los tres países, tanto API-S como API-I estaban cubiertos principalmente por bosques (Figuras 3).

AP tenía el 16% de la cobertura forestal total de la región (Figuras 4a). En Argentina, las AP eran escasas, tenían poca superposición con las API y ocupaban una pequeña proporción de los bosques de este país (Figuras 3 y 4a). En Bolivia y Paraguay, la mayoría de las AP se superpusieron a la API y tenían el 38% y el 16% de la cobertura boscosa restante de los países, respectivamente (Figuras 3 y 4a). Los PA superpuestos de API fueron principalmente API-S en Bolivia (92%) e API-I en Paraguay (96%) (Figuras 4a).

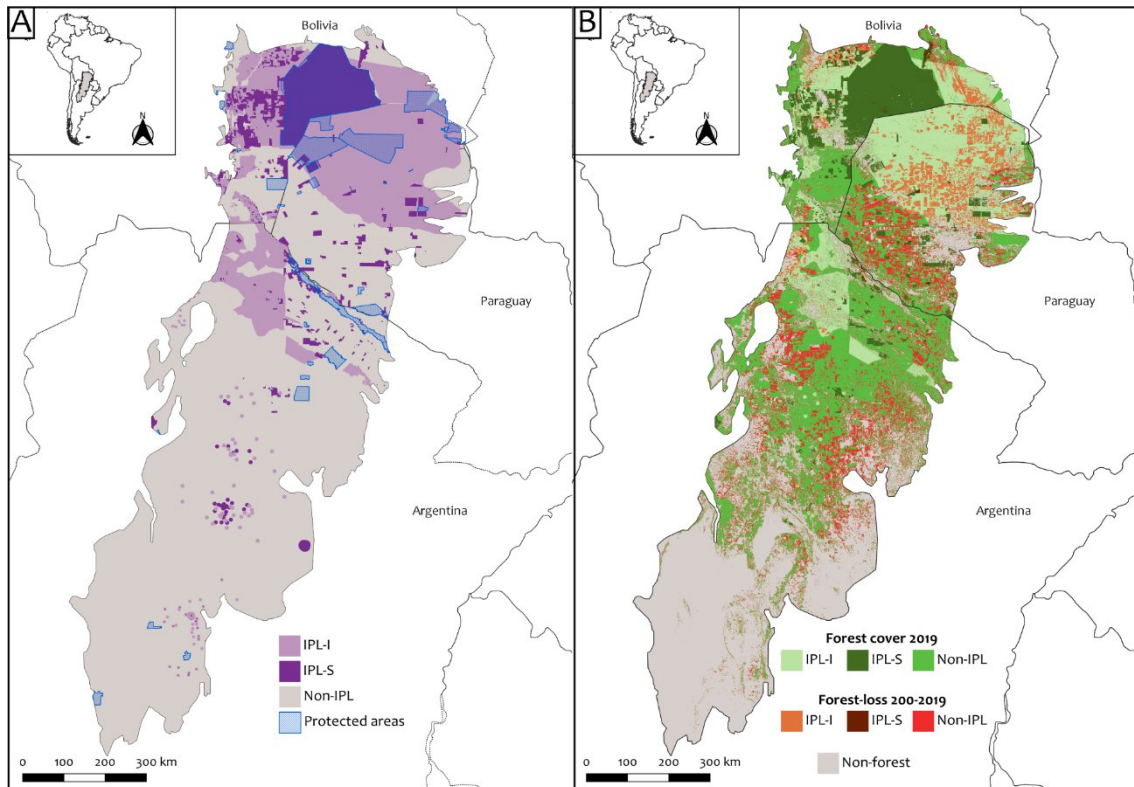


Figura 1. A: Tierras de los Pueblos Indígenas con precariedad de tenencia de la tierra (API-I) y con seguridad de tenencia de la tierra (API-S), tierras que no son Indígenas (Non-API) y Áreas Protegidas en la región del Chaco Seco. B: Cobertura forestal en 2019 y bosque perdido entre los años 2000 y 2019 en Tierras de Pueblos Indígenas con tenencia insegura (API-I), Tierras de Pueblos Indígenas con tenencia segura (API-S), y en tierras que no son Indígenas (No-API), en la región del Chaco Seco.

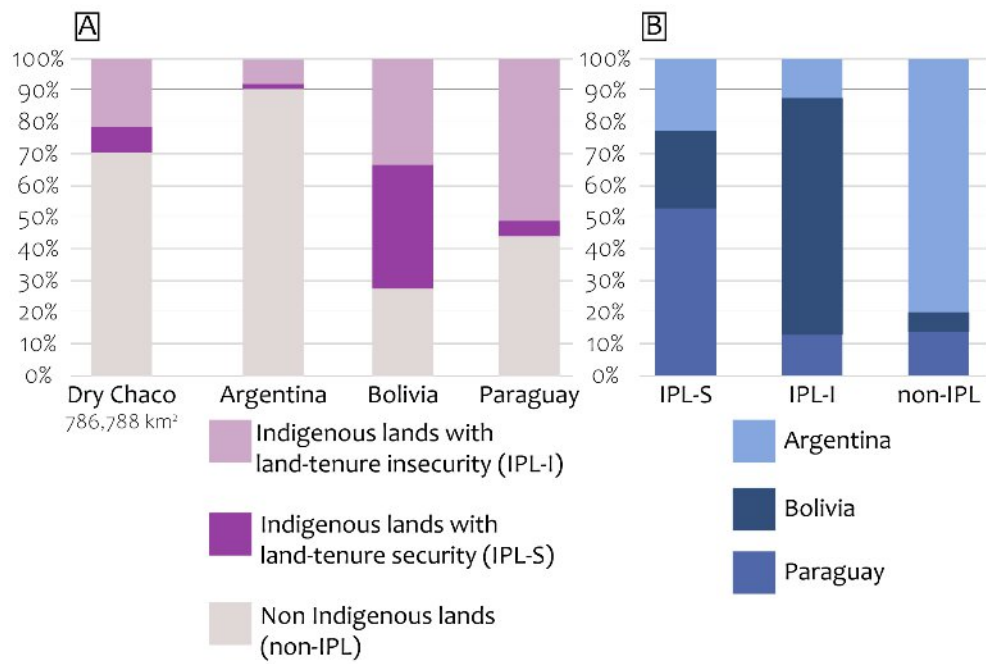


Figura 2. Distribución porcentual de (a) categorías de tenencia de la tierra entre países que abarcan la región del Chaco Seco y (b) contribución del país al área total de cada categoría de tenencia de la tierra.

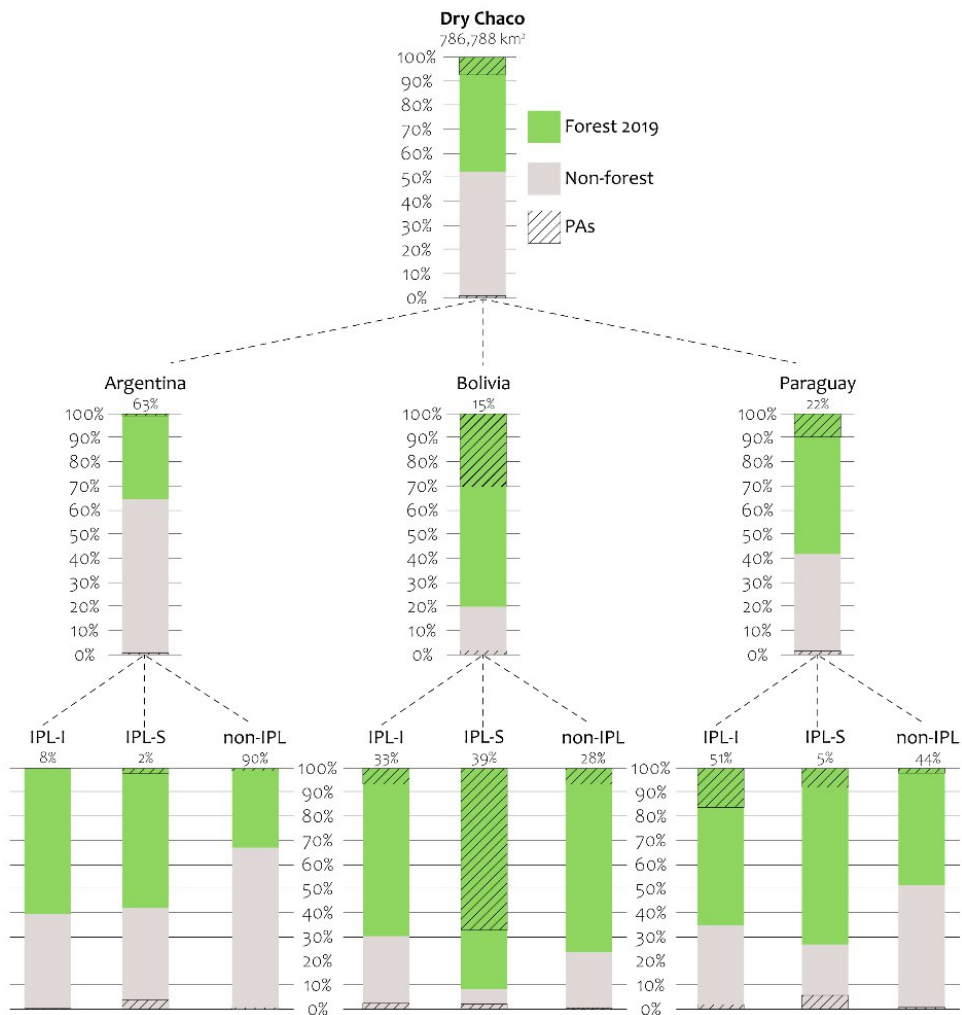


Figura 3. Distribución porcentual de cobertura forestal y no forestal en 2019, distribución de porcentajes de cobertura forestal en tierras indígenas con tenencia segura (API-S) e insegura (API-I) y en tierras no indígenas (no-API) . También mostramos el porcentaje de Áreas Protegidas (AP) que se superponen a cada tipo de cobertura terrestre según los países y las categorías de tenencia de la tierra.

En la región, la pérdida de bosques ocurrió principalmente en zonas no API (66%, Figura 4b). De la pérdida forestal total en API, >88% ocurrió en API-I para todos los países. Diferenciando por países, vimos que en Argentina la pérdida de bosques en el API-I representó solo el 6% del total de este país, mientras que en Bolivia y Paraguay este porcentaje fue del 63% y 53% respectivamente (Figura 4b). Casi toda la pérdida de bosques tuvo lugar fuera de las AP (98%, Figura 4b), lo que representa $\geq 98\%$ de la pérdida total de bosques en Argentina y Paraguay y 88% en Bolivia.

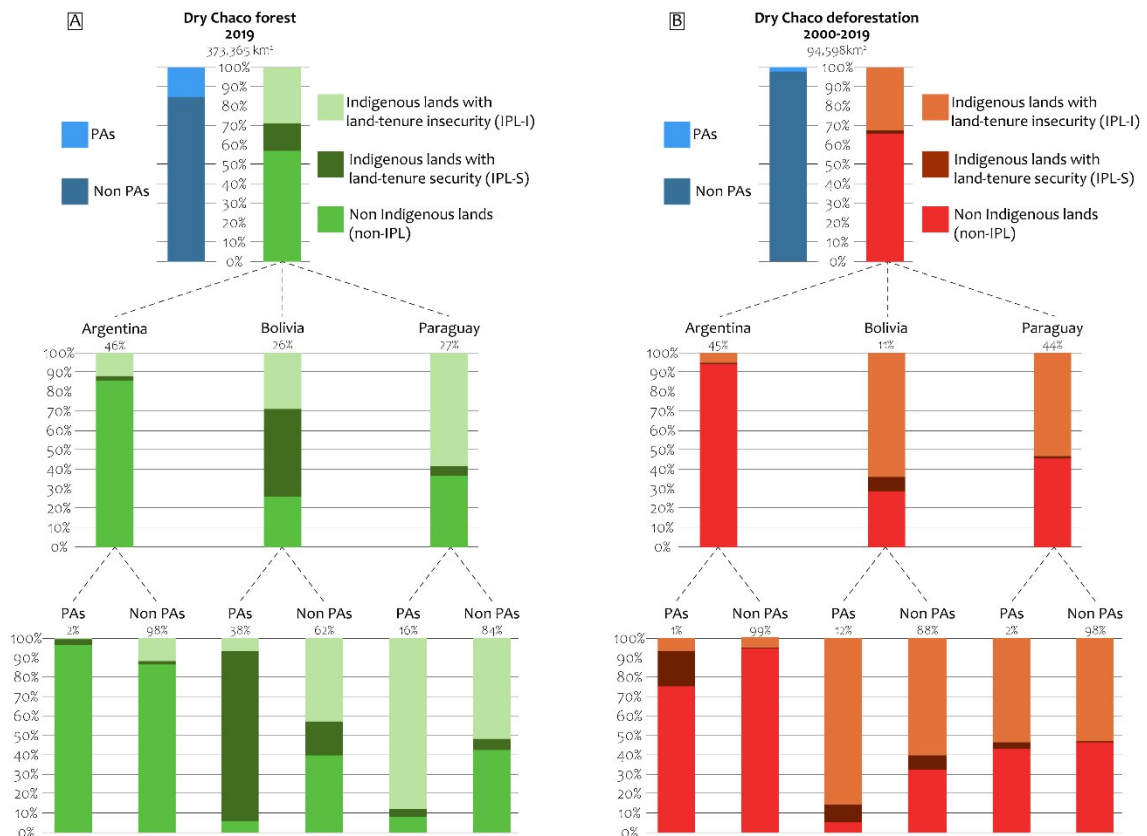


Figura 4. Distribución porcentual de (a) cobertura forestal en 2019 y (b) pérdida de bosques para el período 2000-2019 según países, Áreas Protegidas (AP) y categorías de tenencia de la tierra.

3.2 El efecto de API en el avance de la pérdida de bosques

Nuestro conjunto de datos incluía unidades de muestra de 1 km² que cubrían > 70% de los bosques del Chaco Seco en 2019 (Material complementario 5). A partir del procedimiento de emparejamiento obtuvimos pares de control-tratamiento para Bolivia y Paraguay tanto para API-S como para API-I, y dentro y fuera de las AP (Tabla 1, Material complementario 5). Argentina solo presentó pares de emparejamiento API-S/no-API e API-I/no-API fuera de las AP debido a la baja ocurrencia de API dentro de las AP -y de AP en general- (Figura 1a, Tabla 1, Material Suplementario 5). Todos los casos tenían un índice de Tipton que indica que los pares coincidentes son representativos del área de estudio (>0.7, Tabla S5.3).

Fuera de las AP, API-S detuvo significativamente la pérdida de bosques en todos los países (Tabla 1). En Paraguay, API-S tuvo el mayor efecto con 12,3% menos de pérdida de bosque que no API (Cuadro 1). En Argentina y Bolivia, la pérdida de bosque en API-S fue 4,0 % y 1,4 % menor que

en no API, respectivamente (Cuadro 1). El API-I fuera de las AP no tuvo un efecto significativo en Bolivia, pero redujo la pérdida de bosques en Argentina y Paraguay (Cuadro 1). Sin embargo, tanto en Argentina como en Paraguay, el efecto de API-I en la reducción de la pérdida de bosques fue mucho menor que API-S (~ 2 veces menor en Argentina y ~ 6 veces menor en Paraguay; Tabla 1). Dentro de AP, el efecto de API-S e API-I no fue significativo (Tabla 1).

Tabla 1

Resultados de regresiones lineales que muestran el efecto de las Tierras de los Pueblos Indígenas con tenencia segura (API-S) e insegura (API-I) sobre el porcentaje de pérdida de cobertura forestal en la región del Chaco Seco entre 2000 y 2019, diferenciando efecto según el país y al hecho de estar dentro o fuera de Áreas Protegidas (AP). La tabla muestra los coeficientes de las clases de tenencia de la tierra (API-S, API-I) en las regresiones lineales con su intervalo de confianza del 95%; número de pares emparejados de tratamiento y control; y significación del efecto (*) $p < 0,05$, (**) $p < 0,01$, (***) $p < 0,001$

		Coeficiente de clase de tenencia de la tierra			Pares emparejados		
		Argentina	Bol	Palanca	Arge ntina	bol	Palanc a
Dentro de AP	API-S	--	0,63 [-0,00, 1,26]	-9,90 [-20,40, 0,60]	-	733	106
	API-I	--	4,40 [-1,40, 10,20]	-0,90 [-3,80, 2,00]	-	748	738
Fuera de AP	API-S	-4,00 [-6,40, -1,60] **	-1,40 [-2,70, -0,10]*	-12,30 [-15,60, -9,10]***	1,266	3,030	3,077
	API-I	-1,80 [-3,40, -0,20] *	0,40 [-0,90, 1,70]	-2,30 [-3,50, -1,10]***	8,536	4,633	20,907

4. Discusión

Hasta donde sabemos, este es el primer mapa que muestra API para toda la región del Chaco Seco. Nuestro mapa destaca que API se superpone en gran medida con los bosques restantes de la región. Adicionalmente, vemos que la inseguridad en la tenencia de la tierra es una situación generalizada entre los Pueblos Indígenas del Chaco Seco. Estos hallazgos respaldan los estudios realizados en otras regiones y a escala mundial, y los analizamos en la sección 4.1.

Nuestro estudio también contribuye a comprender mejor el papel de la API y la seguridad de la tenencia de la tierra en la conservación de los bosques. Encontramos que las API-S funcionan como barreras contra la deforestación y discutimos estos resultados en la sección 4.2. Terminamos nuestra discusión centrándonos en las oportunidades de conservación para la región en la sección 4.3.

4.1 Mapa de Áreas de Pueblos Indígenas (API) y seguridad en la tenencia de la tierra

A escala regional, encontramos que la API ocurre principalmente en áreas boscosas, como se observa a nivel mundial (Fa et al., 2020, Garnett et al., 2018, Newton et al., 2020). Además, nuestro mapa diferencia API-S e API-I y observamos que la mayoría de las comunidades indígenas del Chaco Seco tienen tenencia insegura de la tierra. Sin embargo, Bolivia muestra un patrón diferente y las API-S cubren un área grande. Esto probablemente se deba a que Bolivia tiene una Constitución Nacional enfocada en gran medida en los derechos de los pueblos indígenas, un estado nacional que reconoce formalmente las instituciones y normas indígenas, y mecanismos para que los LPI se conviertan en territorios autónomos, como ya señaláramos (Constitución Nacional de Bolivia 2009, Material Suplementario 2) . En estos territorios, el control consuetudinario puede mejorar en gran medida la seguridad de la tenencia en API (Holland et al. 2022). Además, Bolivia tiene derechos legales para la naturaleza (*Derechos de la Madre Tierra* , Cappelli et al. 2022) y una larga historia de regulaciones estrictas contra la deforestación (le Polain the Waroux et al. 2016). Las leyes y regulaciones bolivianas probablemente redujeron el avance de las grandes empresas adquiriendo tierras para la deforestación y aumentaron las oportunidades de los pueblos indígenas para asegurar sus tierras.

Los abundantes API-S en Bolivia también se deben al efecto del Parque Nacional *Kaa Iya*, que cubre casi la mitad del Chaco boliviano. Las comunidades indígenas participaron en la creación del *Kaa Iya*, coadministran el área y tienen poder de control y seguridad en la tenencia de la tierra (Cuéllar y Noss, 2014). Las AP en Bolivia suelen tener esquemas de cogestión (Boillat et al., 2022). Por el contrario, la mayoría de las AP en Paraguay se crearon sin el apoyo de las comunidades indígenas, que ahora no tienen poder de control o gestión y tenencia insegura de la tierra (Material complementario 2). Por otro lado, AP y API tienen poca superposición en el Chaco Seco Argentino, donde los Parques Nacionales no permiten asentamientos humanos dentro de sus límites (Ley Nacional 22.351/1980) y donde las AP mismas son raras. A escala regional, nuestros resultados muestran que las AP también son raras y probablemente

insuficientes para conservar el Chaco Seco y su diversidad, como se encontró en investigaciones previas (Camino et al., 2022, De la Sancha et al., 2021, Nori et al. ., 2016).

A escala regional, encontramos que las API-I son más abundantes que las API-S. En nuestro estudio, las API-I son API sin títulos de propiedad y/o en conflicto con otras partes interesadas (definición en el Material complementario 1). Al mapear, observamos que los conflictos son comunes entre los LPI, incluso cuando las comunidades indígenas tienen sus títulos de propiedad. Los conflictos a menudo involucran violencia, intimidación u otras amenazas, por ejemplo de castigo legal, hacia las comunidades locales. También observamos que estas acciones suelen ser realizadas por representantes del Estado o de grandes empresas. Nuestras observaciones respaldan estudios realizados a escalas más pequeñas e informes de prensa y de diferentes organizaciones, informando que en esta región son frecuentes los conflictos por la tenencia de la tierra y la violencia contra las comunidades locales (Material de Apoyo 2). Nuestras observaciones también coinciden con investigaciones realizadas en otras regiones y a escala global, que encontraron que la inseguridad en la tenencia de la tierra y la violencia contra las comunidades locales e indígenas están generalizadas (FAO, 2015, Garnett et al., 2018, Holland et al., 2022, Martín y Vallejos-Roa, 2022, Notess et al., 2021, RRI, 2015). Según estudios previos, los conflictos son impulsados principalmente por adquisiciones de tierras a gran escala por parte de grandes empresas e inversores asociados a élites políticas y económicas (Notess et al., 2021 , Holland and Diop, 2022).

Los abundantes conflictos en el LPI con los títulos de propiedad sugieren que los títulos no son suficientes para garantizar los derechos de tenencia de la tierra de los indígenas en el Chaco Seco. Sin embargo, consideramos que los títulos de propiedad son un paso importante para que las comunidades aseguren sus tierras, como lo sugieren Blackman et al. (2017), Brondizio y Le Tourneau (2016), Fa et al. (2020) y Garnett et al. (2018), entre otros. Otros estudios encontraron que la titulación puede alterar los sistemas tradicionales de tenencia indígena y favorecer los usos extractivos de la tierra por parte de empresas privadas en API (Holland y Diop, 2022, Schlager y Ostrom, 1992). Sin embargo bajo la presión de las grandes empresas para avanzar con la deforestación en el Chaco Seco (Goldfarb y van der Haar, 2015, Levers et al., 2021, Vallejos et al., 2020) es posible que las comunidades rurales indígenas vulnerables y marginadas no puedan mantener sus tierras y mantener sus sistemas de tenencia consuetudinarios sin el apoyo de los estados nacionales (como lo sugiere Alden Wily, 2011 y 2016 y Notess et al. 2021), Sin embargo nuestros resultados respaldan estudios previos que muestran que los títulos de propiedad por sí mismos no son suficientes para garantizar la seguridad de la tenencia de la tierra. La seguridad de la tenencia de la tierra también requiere que los estados ayuden a las

comunidades locales en los procesos de titulación (Notess et al., 2021), no se corrompan (Holland y Diop, 2022) y estén presentes una vez que se otorguen los títulos para hacer cumplir correctamente las leyes y normas (Baragwanath y Bayi, 2020, Robinson et al., 2014, Robinson y Diop, 2022).

La información oficial que brindan los estados sobre la LPI suele estar sesgada por los conflictos que estos estados tienen con los Pueblos Indígenas (Garnett et al., 2018), por los intereses que estos estados o sus representantes tienen en avanzar con las actividades extractivas sobre la LPI (Blum et al. , 2021, Notess et al., 2022), y por la falta de información, entendimiento o legislación que tienen los estados sobre los territorios y usos no materiales de la tierra de los Pueblos Indígenas (Alden Wily, 2017, Martín y Vallejos-Roa, 2022 , y véase la definición de territorio en el Material complementario 1). Para evitar sesgos, creamos nuestro mapa utilizando diferentes fuentes de información y consultando con referentes. Sin embargo, hay API que podemos haber omitido sin querer dada la dificultad de desarrollar mapas de API (Garnett et al., 2018). En consecuencia, las API probablemente estén subestimadas en nuestros mapas, y la ausencia de una API en particular en el mapa no significa que dichas tierras no sean API.

Con respecto a nuestros mapas, también es importante notar que no diferenciamos grupos indígenas y, por lo tanto, más de un grupo puede ocupar una sola área categorizada como API. Además, nuestro mapa representa API a escala regional y los mapas a escala local son clave para profundizar nuestro conocimiento sobre API. La investigación adicional que pruebe nuestros mapas en el campo también mejorará el conocimiento sobre API y los conflictos de tenencia de la tierra en la región y contribuirá a mapas más precisos. Además, los no-API incluyen muchos actores diferentes, por ejemplo, empresas a gran escala que talan el bosque y también productores *criollos* a pequeña escala, dependientes del bosque que son desplazados por grandes empresas (Baldi et al. 2015, Concha Merlo, 2021, Mastrangelo et al., 2019, definimos *criollos* en Material complementario 1). No diferenciamos a todos los actores del paisaje. Investigaciones posteriores permitirán completar nuestros mapas y abordar los roles de los diferentes actores en la conservación de los bosques del Chaco Seco. Puede ser particularmente importante mapear las tierras de *los criollos no indígenas* y su papel en la conservación de los bosques; las tierras de las comunidades locales también pueden contribuir a la conservación de los bosques y estar bajo regímenes de tenencia de la tierra inseguros (Brondizio et al., 2021, Notess et al., 2021, discutimos más a fondo los medios de vida de los *criollos* en la sección 4.3).

Finalmente, definimos API en base a criterios claros (Material complementario 1) pero hay muchas otras definiciones de API. Por ejemplo, si consideramos la preexistencia de los Pueblos Indígenas a los Estados Nacionales (OIT 169), podríamos considerar que toda la región del Chaco Seco es API. Además, nuestros mapas representan API y no representan *territorios indígenas* que tienen dimensiones materiales e inmateriales sin límites ni fronteras y que no pueden ser propiedad de humanos (Material complementario 1). A pesar de excluir las concepciones indígenas de *territorio*, nuestro mapa delimitador de LPI es una herramienta importante para los pueblos indígenas porque puede contribuir al reconocimiento formal de las LPI por parte de los estados. Como discutimos anteriormente, bajo las presiones actuales, el reconocimiento legal puede ayudar a las comunidades indígenas a asegurar sus derechos de tenencia de la tierra y los sistemas de tenencia consuetudinarios, y es una solicitud hecha por los Pueblos Indígenas a los estados (Alden Wily, 2017, Notess et al., 2021, Robinson y Diop, 2022).

4.2 El papel de las Áreas de Pueblos Indígenas (API) y la seguridad de la tenencia de la tierra en la conservación de los bosques y en la reducción de la pérdida de bosques

Nuestro análisis estadístico demuestra que en los bosques desprotegidos, las API-S funcionan como barreras contra la deforestación. Sin embargo, cuando los pueblos indígenas tienen tenencia insegura de la tierra, el efecto de la API en la reducción de la pérdida de bosques es mucho menor o no significativo. El procedimiento de comparación también muestra que el efecto de la API para detener la deforestación es claro fuera de las AP y no significativo dentro de las AP. Esto probablemente se deba a que las AP ya están deteniendo la pérdida de bosques y esto eclipsa el efecto de las API. Sin embargo, necesitamos más investigación para comprender mejor cómo las diferentes categorías de protección y las características del paisaje afectan el desempeño de las AP en esta región. Nuestros hallazgos son representativos de toda la región chaqueña ya que el Índice de Tipton estuvo siempre por encima de 0,7.

Nuestros resultados muestran que la seguridad de la tenencia de la tierra aumenta en gran medida la capacidad de API para reducir la pérdida de bosques y agrega evidencia sobre la importancia de asegurar los derechos de tenencia de la tierra de las comunidades indígenas con fines de conservación (Araujo et al., 2009, Blackman et al., 2017, Robinson et al., 2014, Ceddia et al., 2015, Baragwanath y Bayi 2020, Walker et al., 2020, Tseng et al., 2022). Es probable que estudios previos que no encontraron ningún efecto de API en la conservación/pérdida de bosques (p. ej., BenYishai et al., 2017) omitieron el efecto de la seguridad de la tenencia de la

tierra, como sugieren Baragwanath y Bayi (2020). Por lo tanto, recomendamos que la investigación adicional centrada en el papel de API en la reducción de la pérdida de bosques considere el efecto de la seguridad de la tenencia de la tierra y otras características del paisaje que pueden sesgar los resultados, como las AP o las políticas nacionales.

Estudios previos con propietarios no indígenas encontraron que el reconocimiento legal de sus tierras aumenta la seguridad de la tenencia de la tierra pero puede aumentar la pérdida de bosques debido al aumento de los precios de la tierra y las ganancias de la deforestación (Ceddia et al. 2019, Faingerch et al., 2021, Holland and Diop, 2022 , Liscow et al., 2017, Probst et al., 2020, Tseng et al., 2022). Los diferentes efectos de los títulos de propiedad de la tierra en API y no API pueden explicarse por la propiedad comunal de API (Probst et al. 2020, Ferrante et al. 2021) y/o por los usos de la tierra, a menudo limitados, permitidos en API por los estados nacionales. (Conceicao et al., 2021, Ferrante et al., 2021). Sin embargo, consideramos que la explicación más probable de nuestros resultados es la profunda conexión que tienen los pueblos indígenas con sus tierras (ver definición de *Pueblos Indígenas y territorio* en el Material Suplementario 1). Como se explicó anteriormente, los Pueblos Indígenas conciben que sus tierras son elementos importantes de sus territorios, y los territorios son más que áreas geográficas con fines utilitarios, los elementos de los territorios están vivos y los seres humanos también son parte de estos sistemas, es decir, el sistema es una unidad (Material complementario 1). Así, la relación de los pueblos indígenas con sus tierras y los demás elementos de sus territorios no es una relación sujeto-objeto sino más bien una relación sujeto-sujeto (Martín y Vallejos-Roa, 2022). En consecuencia, no sorprende que los indígenas traten de obtener títulos de propiedad para asegurar sus tenencias, excluyan a los forasteros (Notess et al., 2021, Robinson et al., 2014) y, cuando manejan sus tierras y monitorean las actividades dentro de ellas, las actividades extractivas, como la deforestación, son menos comunes que en las que no son API (Baragwanath y Bayi, 2020).

4.3. El Chaco Seco, recomendaciones de conservación

Los resultados de nuestra investigación son clave para la planificación e implementación de iniciativas de conservación en el Chaco Seco: los API-S son barreras contra la deforestación, el 43% de los bosques remanentes de esta región se encuentran en API pero la mayoría de estos tienen inseguridad en la tenencia de la tierra y conflictos con otros actores son comunes.

Además, la mayoría de los bosques remanentes están fuera de AP. Por lo tanto, asegurar los derechos indígenas a la tierra debería ser una prioridad de conservación en esta región.

En API, las iniciativas de arriba hacia abajo que no involucran a las comunidades locales desde el principio pueden tener impactos ambientales y sociales negativos (Benett, 2016, Brondizio y Le Tourneau, 2016, Mistry y Berardi, 2016) . Las iniciativas de conservación deben desarrollarse conjuntamente con las comunidades locales para que sean legítimas, justas y efectivas (Benett, 2016; Brondizio and Le Tourneau, 2016; Camino et al., 2016; Díaz et al., 2019; Mistry and Berardi, 2016). Al trabajar horizontalmente con los pueblos indígenas, respetando sus necesidades y cosmovisiones, podemos unir el conocimiento científico y local y llegar a soluciones innovadoras a los problemas de conservación (por ejemplo, Camino et al., 2020). Estas innovaciones a escala local y regional son claves para resolver problemas ambientales a escala global (Díaz et al., 2019). Sin embargo, los actores externos siempre deben recordar que, a pesar de ayudar en la construcción conjunta de iniciativas de conservación, los pueblos indígenas deben liderar las decisiones de gestión en API (Robinson y Diop, 2022).

Los pueblos indígenas deben tener un papel de liderazgo en la conservación pero no deben quedarse solos con las responsabilidades y los costos de la conservación. Los estados nacionales deben estar presentes, garantizar los derechos de los indígenas y contribuir a los objetivos de conservación. Actualmente, la tenencia insegura de la tierra es generalizada en la región. Esto significa que los tres países están violando los derechos humanos e indígenas y también, las leyes nacionales y los acuerdos internacionales. Este es el escenario perfecto para que opere el mecanismo de acaparamiento de tierras/avance de la deforestación, es decir, las grandes empresas se apoderan de las tierras de las comunidades locales y talan los bosques para la agricultura industrial (Blum et al., 2021, Goldfarb y van der Haar, 2015, Vallejos et al., 2020, Material Complementario 2). Este proceso involucra redes de corrupción (Blum et al., 2021) y violencia directa o indirecta contra las comunidades locales (Material Suplementario 2). Para conservar los últimos bosques del Chaco Seco, los Estados nacionales deberán garantizar los derechos indígenas, implementar correctamente las leyes y acuerdos internacionales existentes y enfrentar la corrupción. Las agencias internacionales responsables de monitorear los derechos humanos e indígenas pueden ayudar a resolver estos problemas.

Bajo las presiones actuales de las grandes empresas que adquieren tierras en la región, es urgente el reconocimiento legal formal de API a través de títulos de propiedad. Los Estados también deben garantizar que las tierras indígenas y sus límites sean respetados por el resto de la sociedad. Por lo tanto, a pesar de que los títulos y los derechos de propiedad legales son

conceptos extraños para los Pueblos Indígenas (Martín y Vallejos-Roa, 2022, *observación de los autores indígenas de este artículo*), consideran que el reconocimiento legal es esencial para asegurar la tenencia de la tierra (Alden Wily, 2011 y 2016; Holland and Diop, 2022; *observación de autores indígenas de este artículo*). Sin embargo, el proceso de titulación debe ser transparente y respetar las necesidades de las comunidades locales. Paralelamente, los estados nacionales deben trabajar con los pueblos indígenas para mejorar el reconocimiento legal formal de los sistemas e instituciones indígenas de tenencia y gestión (Robinson y Diop, 2022). Bolivia cuenta con mecanismos que permiten la creación de regiones autónomas bajo control indígena (Material Suplementario 2), lo que podría ser un camino para mejorar la seguridad en la tenencia de la tierra en la región. La participación indígena en la elaboración de leyes y políticas es clave para que sus conocimientos e instituciones se conviertan en parte del estado y eviten la imposición de conceptos foráneos.

Al planificar y desarrollar iniciativas de conservación y uso de la tierra, es importante notar que además de los Pueblos Indígenas, el Chaco Seco está habitado por *Criollos* (definición en el Material Suplementario 1). Dada la estrecha relación de *los criollos* con la naturaleza y con sus territorios, es probable que sus tierras también puedan funcionar como barreras contra la deforestación, como lo sugieren estudios a pequeña escala (eg Rivas et al., 2022). A escala internacional, también se reconoce que las comunidades locales no indígenas pueden contribuir en gran medida a la conservación de la naturaleza (Brondizio et al., 2021, Díaz et al., 2019). A escala regional, una gran proporción de los bosques remanentes del Chaco Seco se encuentran en tierras de *criollos* (Levers et al., 2021), *los criollos* a menudo tienen tenencia insegura de la tierra y el avance de la deforestación los está desplazando (Faingarch et al., 2021). Concha Merlo et al., 2021, Goldfarb y van der Haar, 2015, Levers et al., 2021, Vallejos et al., 2020). Por lo tanto, recomendamos que la investigación y las acciones adicionales se centren en las tierras *criollas*, los derechos de tenencia de la tierra y la conservación de los bosques.

Conclusión

API posee una gran proporción de los bosques remanentes del Chaco Seco y del mundo. Estos bosques remanentes tienen un papel clave para el funcionamiento de todo el Sistema Tierra, pero los impulsores de la deforestación son poderosos y los bosques están desapareciendo rápidamente. Cuando los derechos de tenencia de la tierra indígena están asegurados, sus tierras funcionan como barreras contra la deforestación. Sin embargo, cuando la tenencia de la tierra es insegura, la API puede no disminuir la pérdida de bosques. En consecuencia, otorgar derechos de tenencia de tierras indígenas es clave para la conservación de los bosques y debe

ser una prioridad en las iniciativas de conservación de bosques. Además, necesitamos trabajar de manera horizontal con los Pueblos Indígenas para que tengan cubiertas sus necesidades, sus derechos garantizados y lideren iniciativas de conservación en sus territorios, a partir de sus propias cosmovisiones. El conocimiento y la tierra de los Pueblos Indígenas las prácticas de gestión pueden ayudarnos a construir soluciones locales a la crisis ambiental global que enfrentamos debido a las prácticas humanas de la sociedad industrializada dominante .

Referencias

Ackerman, B., Schmid, I., Rudolph, KE, Seamans, MJ, Susukida, R., Mojtabai, R. y Stuart, EA (2019). Implementar métodos estadísticos para generalizar los hallazgos de ensayos aleatorios a una población objetivo. *Conductas adictivas*, 94, 124-132.

Alden Wily, L. (2017). Tenencia consuetudinaria: rehaciendo la propiedad para el siglo XXI. En *Derecho inmobiliario comparado* (pp. 458-478). Editorial Edward Elgar.

Aguiar, S., Mastrángelo, ME, Texeira, M., Meyfroidt, P., Volante, JN, & Paruelo, JM (2022). Los caminos y la tenencia de la tierra median los efectos de la precipitación en el cambio de la cobertura forestal en el Chaco Seco Argentino. *Política de uso de la tierra* , 112 , 105806.

Araujo, C., Bonjean, CA, Combes, JL, Combes Motel, P. y Reis, EJ (2009). Derechos de propiedad y deforestación en la Amazonía brasileña. *Economía ecológica* , 68(8-9), 2461-2468. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.015>

Baldi, G., Houspanossian, J., Murray, F., Rosales, AA, Rueda, CV, & Jobbágy, EG (2015). Cultivando los bosques secos de América del Sur: diversidad de usuarios de la tierra y huellas en el funcionamiento del ecosistema. *Revista de entornos áridos*, 123, 47-59.

Baragwanath, K. y Bayi, E. (2020). Los derechos de propiedad colectiva reducen la deforestación en la Amazonía brasileña. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias* , 117 (34), 20495-20502.

Begotti, RA y Peres, CA (2020). Amenazas en rápida escalada a la biodiversidad y al capital etnocultural de las Tierras Indígenas de Brasil. *Política de uso de suelo* , 96 , 104694.

Bennett, Nueva Jersey (2016). Usar las percepciones como evidencia para mejorar la conservación y la gestión ambiental. *Biología de la Conservación* , 30 (3), 582-592.

BenYishay, A., Heuser, S., Runfola, D. y Trichler, R. (2017). Derechos territoriales indígenas y deforestación: evidencia de la Amazonía brasileña. *Revista de Economía y Gestión Ambiental* , 86 , 29-47.

Benzeev, R., Zhang, S., Rauber, MA, Vance, EA y Newton, P. (2023). La formalización de la tenencia de las tierras indígenas mejoró los resultados forestales en el Bosque Atlántico de Brasil. *PNAS nexa*, 2(1), pgac287.

Bessire, L. (2012). La política del aislamiento: relación negada como régimen emergente de biolegitimidad indígena. *Estudios comparativos en sociedad e historia*, 54(3), 467-498.

Blackman, A., Corral, L., Lima, ES y Asner, GP (2017). La titulación de comunidades indígenas protege los bosques en la Amazonía peruana. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias* , 114 (16), 4123-4128.

Blum, D., Aguiar, S., Sun, Z., Müller, D., Alvarez, A., Aguirre, I., et al. (2022). Las instituciones subnacionales y el poder de los terratenientes impulsan la deforestación ilegal en una importante frontera de producción de materias primas. *Cambio Ambiental Global* , 74 , 102511.

Boillat, S., Ceddia, MG y Bottazzi, P. (2022). El papel de las áreas protegidas y los regímenes de tenencia de la tierra en la pérdida de bosques en Bolivia: Contabilización de los efectos secundarios espaciales. *Cambio Ambiental Global* , 76, 102571.

Bonilla-Mejía, L., & Higuera-Mendieta, I. (2019). Áreas protegidas bajo instituciones débiles: Evidencia de Colombia. *Desarrollo Mundial* , 122 , 585-596.

Braunstein, J. (2005). Los pueblos indígenas del Gran Chaco. *Mundo de antes* , 4 , 127-137.

Brondizio E., y Le Tourneau F,M. 2016. Ambiental gobernanca para todos _ *Ciencias* , 352 (6291)

Brondizio , ES, Aumeeruddy-Thomas, Y., Bates, P., Carino, J., Fernández-Llamazares, Á., Ferrari, MF, et al. (2021). Basado localmente, manifestado regionalmente y globalmente relevante: Conocimientos, valores y prácticas indígenas y locales para la naturaleza. *Revisión Anual de Medio Ambiente y Recursos*, 46, 481-509.

Butsic, V., Lewis, DJ, Radeloff, VC, Baumann, M. y Kuemmerle, T. (2017). Los métodos cuasi-experimentales permiten inferencias más sólidas a partir de datos de observación en ecología. *Ecología Básica y Aplicada* , 19 , 1-10.

Camino, M., Cortez, S., Cerezo, A., & Mariana, A. (2016). Conservación de la vida silvestre, percepciones de diferentes culturas coexistentes. *Revista Internacional de Ciencias de la Conservación* 7 (1): 109-122

Camino, M., Cortez, S., Altrichter, M. y Matteucci, SD (2018). Relaciones con la vida silvestre de los pueblos wichí y criollo del Chaco Seco, una perspectiva de conservación. *Etnobiología y Conservación* , 7:11. doi:10.15451/ec2018-08-7.11-1-21

Camino, M., Thompson, J., Andrade, L., Cortez, S., Matteucci, SD y Altrichter, M. (2020). Usar el conocimiento ecológico local para mejorar las encuestas de grandes mamíferos terrestres, desarrollar la capacidad local y aumentar las oportunidades de conservación. *Conservación Biológica* , 244, 108450.

Camino, M., Thompson, J., Arriaga Velasco-Aceves, P., Cirignoli , S., Tiddi , R., Cortez, S., et al. (2022). Menos de seis generaciones para salvar al pecarí del chaco. *Biodiversidad y Conservación* , 31 (2), 413-432.

Cappelli, F., Caravaggio, N., & Vaquero- Piñeiro , C. (2022). bueno Vivir y la conservación de los bosques en Bolivia: ¿falsas promesas o cambio efectivo?. *Política y economía forestal*, 137, 102695.

Ceddia, MG, Gunter, U. y Corriveau-Bourque, A. (2015). Tenencia de la tierra y expansión agrícola en América Latina: el papel de los derechos forestales de los pueblos indígenas y las comunidades locales. *Cambio Ambiental Global* , 35 , 316-322.

Ceddia, MG (2019). El impacto de la desigualdad de ingresos, tierras y riqueza en la expansión agrícola en América Latina. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias*, 116(7), 2527-2532.

Conceição, KV, Chaves, ME, Picoli, MC, Sánchez, AH, Soares, AR, Mataveli, GA, et al. (2021). Las políticas gubernamentales ponen en peligro a los pueblos indígenas de la Amazonía brasileña. *Política de uso de la tierra*, 108, 105663.

Concha Merlo, P. (2021). Discursos de aboriginalidad entre los Lule-vilela del MOCASE. Tensiones entre la demanda estatal de etnicidad y apertura indigenista de las identidades criollas. *Cuerpo. Archivos virtuales de la alteridad americana*, 11(1).

Cortés, S. (2015). Tipología de Categorías de Uso Cultural de la Tierra de Pueblos Indígenas y Criollos en el Impenetrable – Apoyo al Diseño del Programa de Desarrollo con Identidad del Impenetrable (ATN/OC-14431-AR). Banco Interamericano de Desarrollo (BID), 67 págs.

Cuéllar, E., & Noss, AJ (2014). Diversidad de mamíferos y participación local en la conservación en el Gran Chaco Boliviano. *Therya*, 5(1), 39-60.

Curtis, PG, Slay, CM, Harris, NL, Tyukavina, A. y Hansen, MC (2018). Clasificación de los impulsores de la pérdida mundial de bosques. *Ciencia*, 361 (6407), 1108-1111.

De la Sancha, NU, Boyle, SA, McIntyre, NE, Brooks, DM, Yanosky, A., Cuellar Soto, E., et al. (2021). El Chaco Seco que desaparece, uno de los últimos sistemas de bosque seco en la tierra. *Ecología del paisaje*, 36 (10), 2997-3012.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, ES, Ngo, HT, Agard, J., Arneeth, A., et al. (2019). El declive generalizado de la vida en la Tierra impulsado por los humanos apunta a la necesidad de un cambio transformador. *Ciencia*, 366 (6471). DOI: 10.1126/ciencia.aax3100.

Dirección General de Estadística, Encuestas y Censos (DGEEC) (2013). Principales resultados de Pobreza y Distribución de Ingreso. Fernando de la Mora. Paraguay. www.dgeec.gov.py

Fa, JE, Watson, JE, Leiper, I., Potapov, P., Evans, TD, Burgess, ND, et al. (2020). Importancia de las tierras de los Pueblos Indígenas para la conservación de los Paisajes Forestales Intactos. *Fronteras en ecología y medio ambiente*, 18(3), 135-140.

Faingerch, M., Vallejos, M., Texeira, M. y Mastrangelo, ME (2021). Privatización de tierras y deforestación en una frontera de producción de commodities. *Cartas de conservación*, 14 (4), e12794.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2015). Política sobre Pueblos Indígenas y Tribales. Roma, Italia: FAO. <https://www.fao.org/3/i4476s/i4476s.pdf>. (Último acceso: enero de 2022). 41 págs.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2016. Situación de los bosques del mundo. Bosques y agricultura: desafíos y oportunidades en el uso de la tierra. Roma. 126 págs.

Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, NI, Piquer-Rodríguez, M., Gavier-Pizarro, G., & Kuemmerle, T. (2017). El papel de la producción de soja como impulsor subyacente de la deforestación en el Chaco sudamericano. *Cambio ambiental global*, 45, 24-34.

Ferrante, L., Barbosa, RI, Duczmal, L. y Fearnside, PM (2021). La explotación planificada de Brasil de las tierras indígenas amazónicas para la agricultura comercial aumenta el riesgo de nuevas pandemias. *Cambio Ambiental Regional* , 21 (3), 1-5.

Fick, SE y Hijmans, RJ (2017). WorldClim 2: nuevas superficies climáticas de resolución espacial de 1 km para áreas terrestres globales. *Revista internacional de climatología* , 37 (12), 4302-4315.

Foley, JA, DeFries, R., Asner, GP, Barford, C., Bonan, G., Carpenter, SR, et al. (2005). Consecuencias globales del uso de la tierra. *Ciencia* 309 (5734), 570-574.

Fuller, C., Ondei, S., Brook, BW y Buettel, JC (2019). Primero, no hacer daño: una revisión sistemática de los efectos indirectos de la deforestación de las áreas protegidas. *Ecología global y conservación* , 18 , e00591.

Garnett, ST, Burgess, ND, Fa, JE, Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, CJ, et al. (2018). Una descripción espacial de la importancia global de las tierras indígenas para la conservación. *Naturaleza Sustentabilidad* 1(7), 369-374.

Greifer, Noé. "Estimación de los efectos después del emparejamiento". MatchIt: preprocesamiento no paramétrico para inferencia causal paramétrica. Disponible en línea: <https://cran.r-project.org/web/packages/MatchIt/vignettes/estimating-effects.html> (consultado el 1 de agosto de 2022) (2022).

Global Forest Watch (GFW) consultado en www.globalforestwatch.org (último acceso en septiembre de 2021)

Goldfarb, L. y van der Haar, G. (2015). Las fronteras móviles de la producción de soja modificada genéticamente: cambios en el control de la tierra en el Chaco argentino. *El Diario de Estudios Campesinos* , 43 (2), 562-582.

Hansen, MC, Potapov, PV, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, SA, Tyukavina, A., et al. (2013). Mapas globales de alta resolución del cambio de la cobertura boscosa del siglo XXI. *Ciencia* , 342(6160), 850-853.

Holanda MB y Diop, M. (2022). Estrategias para asegurar la tenencia: la promesa y las trampas de la formalización. En: Holland MB, Masuda, YJ, Robinson, BE (Eds). Seguridad de la tenencia de la tierra y desarrollo sostenible. Suiza: Springer Nature, págs. 225-247

Holland, MB, Masuda, YJ y Robinson, BE (2022). Seguridad de la tenencia de la tierra y desarrollo sostenible. Springer Nature, 353 págs.

Iniciativa Amotocodie (IA). 2016. La situación de los Ayoreo Aislados en Bolivia y en las zonas transfronterizas con Paraguay. IA: Paraguay, 84 págs.

INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas, Buenos Aires, Argentina

INE, Instituto Nacional de Estadística Bolivia. 2012. Pueblos Originarios en Censo de población y vivienda, La Paz: INE. <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-21-99>

Instituto Nacional de Reforma Agraria de Bolivia (INRA). (2013). Parcelas y predios titulados por el Instituto Nacional de Reforma Agraria. <https://geo.gob.bo/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/metadata/f5c31a96-c4f0-4140-ba47-2cfbd931075a>

Jusys, T. (2018). Patrones cambiantes en la evitación de la deforestación por diferentes tipos de protección en la Amazonía brasileña. *PloS One* , 13 (4), e0195900.

Kuemmerle, T., Altrichter, M., Baldi, G., Cabido, M., Camino, M., Cuellar, E., et al. (2017). Conservación de los bosques .Recuerda el Gran Chaco. *Ciencia* , 355 (6324), 465-465.

Lambin, EF, Turner, BL, Geist, HJ, Agbola, SB, Angelsen, A., Bruce, JW, et al. (2001). Las causas del cambio en el uso y la cobertura del suelo: más allá de los mitos. *Cambio ambiental global* , 11(4), 261-269 . doi:10.1016/S0959-3780(01)00007-3

Le Polain de Waroux, Y., Garrett, RD, Heilmayr, R. y Lambin, EF (2016). Políticas de uso del suelo e inversiones empresariales en agricultura en el Gran Chaco y Chiquitano. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias*, 113(15), 4021-4026.

le Polain de Waroux, Y., Baumann, M., Gasparri, NI, Gavier-Pizarro, G., Godar, J., Kuemmerle, T., et al. (2018). Rentas, actores y la expansión de las fronteras mercantiles en el Gran Chaco. *Anales de la Asociación Estadounidense de Geógrafos* , 108 (1), 204-225.

Le Polain de Waroux, YLP, Garrett, RD, Graesser, J., Nolte, C., White, C. y Lambin, EF (2019). La reestructuración de la producción y el comercio de soja y carne de vacuno de América del Sur bajo las cambiantes regulaciones ambientales. *Desarrollo mundial* , 121 , 188-202.

Levers, C., Romero-Muñoz, A., Baumann, M., De Marzo, T., Fernández, PD, Gasparri, NI, et al. (2021). La expansión agrícola y la marginación ecológica de las personas que dependen de los bosques. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias* , 118 (44), e2100436118.

Liévano-Latorre, LF, Brum, FT y Loyola, R. (2021). ¿Qué tan efectiva ha sido la ocupación guerrillera y las áreas protegidas para evitar la deforestación en Colombia?. *Conservación Biológica* , 253 , 108916.

Liscow, ZD (2013). ¿Los derechos de propiedad promueven la inversión pero causan la deforestación? Evidencia cuasi-experimental de Nicaragua. *Revista de Economía y Gestión Ambiental* , 65 (2), 241-261.

Marín, NC, & Roa, LV (2022). Multiculturalismo y pueblos indígenas: análisis de los estándares de la Corte Interamericana de Derechos Humanos relativos a territorios indígenas. *Revista de Derecho Político* , (114), 359-385.

Mastrangelo, ME y Aguiar, S. (2019). ¿Son útiles las narrativas de la modernización ecológica para comprender y orientar el cambio socioecológico en el Chaco argentino?. *Sostenibilidad* , 11 (13), 3593.

Mastrangelo, ME, Gavin, MC, Latorre, P., Linklater, WL y Milfont, TL (2014). Factores psicosociales que influyen en las intenciones de conservación forestal en la frontera agrícola. *Cartas de conservación* , 7 (2), 103-110.

Mastrangelo, ME, Sun, Z., Seghezzo, L. y Müller, D. (2019). Modelación basada en encuestas de la intensidad del uso de la tierra en las fronteras agrícolas del Chaco seco argentino. *Política de uso de la tierra*, 88, 104183.

Mistry, J. y Berardi, A. (2016). Uniendo el conocimiento indígena y el científico. *Ciencia* , 352 (6291): 1274–1275.

Morello, J., Matteucci, SD, Rodriguez, AF, Silva, ME, Mesopotámica, P., & Llana, P. (2012). Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.

Negret, PJ, Marco, MD, Sonter, LJ, Rhodes, J., Possingham, HP y Maron, M. (2020). Efectos de la autocorrelación espacial y el diseño de muestreo en las estimaciones de la efectividad de las áreas protegidas. *Biología de la Conservación* , 34(6), 1452-1462.

Nelson, A. y Chomitz, KM (2011). Eficacia de las áreas protegidas de uso estricto frente a las de uso múltiple en la reducción de los incendios forestales tropicales: un análisis global utilizando métodos de comparación. *PloS One*, 6(8), e22722.

Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., et al. (2006). Inhibición de la deforestación amazónica y el fuego por parques y tierras indígenas. *Biología de la Conservación*, 20(1), 65-73.

Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, KM y Soares-Filho, BS (2013). El régimen de gobernanza y la influencia de la ubicación evitaron el éxito de la deforestación de las áreas protegidas en la Amazonía brasileña. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias*, 110(13), 4956-4961.

Nori, J., Torres, R., Lescano, JN, Cordier, JM, Periago, ME, & Baldo, D. (2016). Áreas protegidas y prioridades de conservación espacial para vertebrados endémicos del Gran Chaco, una de las ecorregiones más amenazadas del mundo. *Diversidad y Distribuciones* , 22(12), 1212-1219.

Noss, AJ, Oetting, I., & Cuéllar, RL (2005). Autoseguimiento de cazadores por parte de los isoseño-guaraní en el Chaco boliviano. *Biodiversidad y Conservación* , 14(11), 2679-2693.

Notess, L., Veit, P., Monterroso, I., Sulle, E., Larson, AM, Gindroz, AS, et al. (2021). Procedimientos de formalización de tierras comunitarias y adquisición de tierras de empresas: Una revisión de 33 procedimientos en 15 países. *Política de uso de la tierra*, 110, 104461.

Oliveira, G., Chen, JM, Mataveli, GA, Chaves, ME, Seixas, HT, Cardozo, FDS, et al. (2020). Rápida incursión reciente de deforestación en una tierra indígena vulnerable en la Amazonía brasileña y emisiones de partículas finas de contaminantes en aerosol provocadas por incendios. *Bosques* , 11(8), 829.

Olson, DM, Dinerstein, E., Wikramanayake, ED, Burgess, ND, Powell, JVN, Underwood, EC, et al. (2001). Ecorregiones terrestres del mundo: un nuevo mapa de la vida en la Tierra. *Biociencia* , 51(11).

Pacheco, A., Meyer, C. (2022) La tenencia de la tierra impulsa las tasas de deforestación de Brasil en contextos socioambientales. *Comuna Nacional* 13, 5759. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33398-3>

Palmer, J. (2005) La buena voluntad wichi, una espiritualidad indígena (español). APCD/CECAZO/EPRAZOL, Grupo de Trabajo Ruta 81, Formosa, Salta.

Pfaff, A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C., & Herrera, LD (2014). Gobernanza, ubicación y deforestación evitada de áreas protegidas: mayores restricciones pueden tener menor impacto, debido a las diferencias en la ubicación. *Desarrollo Mundial* , 55, 7-20.

Pishgar, F., Greifer, N. y Leyrat, CSE (2020). MatchThem: coincidencia y ponderación de conjuntos de datos imputados múltiples. Paquete R versión 0.9. 3.

Probst, B., BenYishay, A., Kontoleon, A. y dos Reis, TN (2020). Impactos de una iniciativa de titulación a gran escala sobre la deforestación en la Amazonía brasileña. *Sostenibilidad de la naturaleza*, 3(12), 1019-1026.

Redford, KH, Taber, A. y Simonetti, JA (1990). Hay más en la biodiversidad que las selvas tropicales. *Biología de la Conservación*, 328-330.

Rivas, FF, Abt, MM, & Giubergia, ADVG Uso de técnicas geomáticas y mapeos participativos para determinar el territorio bajo manejo campesino indígena (provincia del Gran Chaco, Argentina). *AGER. Revista de Estudios sobre Despoblación y Desarrollo Rural*, 36, 35-68.

Robinson, BE y Diop, M. (2022). Qué define la seguridad en la tenencia de la tierra: historia, tendencias y desafíos en el contexto latinoamericano. En: Holland MB, Masuda, YJ, Robinson, BE (Eds). *Seguridad de la tenencia de la tierra y desarrollo sostenible*. Suiza: Springer Nature, págs. 43-56

Robinson, BE, Holland, MB y Naughton-Treves, L. (2014). ¿La tenencia segura de la tierra salva los bosques? Un metanálisis de la relación entre la tenencia de la tierra y la deforestación tropical. *Cambio Ambiental Global*, 29, 281-293.

Robinson, B. E., Masuda, Y. J., Kelly, A., Holland, M. B., Bedford, C., Childress, M., Fletschner, D., Game, E. T., Ginsburg, C., Hilhorst, T., Lawry, S., Miteva, D. A., Musengezi, J., Naughton-Treves, L., Nolte, C., Sunderlin, W. D. y Veit, P. (2018). Incorporación de la seguridad de la tenencia de la tierra en la conservación: conservación y seguridad de la tenencia de la tierra. *Conserv. Lett*, 11, e12383. <https://doi.org/10.1111/conl.12383>

Rousseau, S. & Manrique, H., (2019). La autonomía indígena «tutelada» en Bolivia. *Bulletin de l'Institut français d'études andines*, 48(1), 1-19. <https://doi.org/10.4000/bifea.10314>

RRI, Iniciativa de Derechos y Recursos. (2015). ¿Quién es dueño de la tierra del mundo? Una línea de base global para reconocer formalmente los derechos territoriales indígenas y comunitarios.

Schlager, E. y Ostrom, E. (1992). Regímenes de derechos de propiedad y recursos naturales: un análisis conceptual. *Economía de la tierra*, 249-262.

Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., García, R., et al. (2010). Papel de las áreas protegidas de la Amazonía brasileña en la mitigación del cambio climático. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias*, 107(24), 10821-10826.

Tseng, TWJ, Robinson, BE, Bellemare, MF, BenYishay, A., Blackman, A., Boucher, T., et al. (2021). Influencia de las intervenciones de tenencia de la tierra en el bienestar humano y los resultados ambientales. *Sostenibilidad de la naturaleza*, 4(3), 242-251.

Vallejos, M., Faingerch, M., Blum, D., & Mastrángelo, M. (2020). 'Ganadores' y 'perdedores' de la expansión agrícola en el Chaco Seco Argentino. *Investigación del paisaje*, 1-12.

Velasco-Aceves, P. A., Xu, CY y Ginzburg, R (2021). Región del Chaco: Pérdida y fragmentación de bosques en el contexto de la ley de ordenamiento territorial. Evaluación de teledetección en Formosa, caso de aplicación de Argentina. *Ecología global y conservación*, 31, e01846.

Volante, JN, Mosciaro, MJ, Gavier-Pizarro, GI, & Paruelo, JM (2016). Expansión agrícola en el Chaco Semiárido: avance contagioso poco selectivo. *Política de uso del suelo*, 55, 154-165.

Walker, WS, Gorelik, SR, Baccini, A., Aragon-Osejo, JL, Josse, C., Meyer, C., et al. (2020). El papel de la conversión, degradación y perturbación de los bosques en la dinámica del carbono de los territorios indígenas amazónicos y las áreas protegidas. *Actas de la Academia Nacional de Ciencias* , 117(6), 3015-3025.

Zak, MR, Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. (2008). ¿Qué impulsa el cambio acelerado de la cobertura del suelo en el centro de Argentina? Consecuencias sinérgicas de factores climáticos, socioeconómicos y tecnológicos. *Gestión ambiental* , 42(2), 181-189.