

DOCUMENTO DE TRABAJO DEL BID N° IDB-WP-1219

¿Usar o perder los bosques? Extracción regulada de madera y pérdida de cobertura forestal en México

Allen Blackman
Laura Villalobos



BID

Banco Interamericano
de Desarrollo

¿Usar o perder los bosques? Extracción regulada de madera y pérdida de cobertura forestal en México

Allen Blackman
Laura Villalobos

Banco Interamericano de Desarrollo
Sector de Cambio Climático y Desarrollo Sostenible

Marzo 2021

Catalogación en la fuente proporcionada por la
Biblioteca Felipe Herrera del
Banco Interamericano de Desarrollo

Blackman, Allen.

¿Usar o perder los bosques?: extracción regulada de madera y pérdida de cobertura forestal en México
/ Allen Blackman, Laura Villalobos.

p. cm. — (Documento de trabajo del BID ; 1219)

Incluye referencias bibliográficas.

1. Logging-Mexico-Econometric models. 2. Forest conservation-Mexico-Econometric models. 3. Forest
remanagement-Mexico-Econometric models. 4. Forests and forestry-Mexico-Econometric models. 5.
Deforestation-Mexico-Econometric models. 6. Concessions-Mexico-Econometric models. I. Villalobos,
Laura. II. Banco Interamericano de Desarrollo. Sector de Cambio Climático y Desarrollo
Sostenible. III. Título. IV. Serie.
IDB-WP-1219

<http://www.iadb.org>

Copyright © [2021] Banco Interamericano de Desarrollo. Esta obra se encuentra sujeta a una licencia Creative Commons IGO 3.0 Reconocimiento-NoComercial-SinObrasDerivadas (CC-IGO 3.0 BY-NC-ND) (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/igo/legalcode>) y puede ser reproducida para cualquier uso no-comercial otorgando el reconocimiento respectivo al BID. No se permiten obras derivadas.

Cualquier disputa relacionada con el uso de las obras del BID que no pueda resolverse amistosamente se someterá a arbitraje de conformidad con las reglas de la CNUDMI (UNCITRAL). El uso del nombre del BID para cualquier fin distinto al reconocimiento respectivo y el uso del logotipo del BID, no están autorizados por esta licencia CC-IGO y requieren de un acuerdo de licencia adicional.

Después de un proceso de revisión por pares, y con el consentimiento previo del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), una versión revisada de esta obra puede reproducirse en cualquier revista académica, incluyendo aquellas indizadas en EconLit de la Asociación Americana de Economía, siempre y cuando se reconozca la autoría del Banco y el autor o autores del documento no hayan percibido remuneración alguna derivada de la publicación. Por lo tanto, la restricción para recibir ingresos de dicha publicación sólo se extenderá al autor(s) de la publicación. Con respecto a dicha restricción, en caso de cualquier incompatibilidad entre la licencia Creative Commons IGO 3.0 Atribución-No comercial - NoDerivatives y estas declaraciones, prevalecerán estas últimas.

Note que el enlace URL incluye términos y condiciones adicionales de esta licencia.

Las opiniones expresadas en esta publicación son de los autores y no necesariamente reflejan el punto de vista del Banco Interamericano de Desarrollo, de su Directorio Ejecutivo ni de los países que representa.



¿USAR O PERDER LOS BOSQUES? EXTRACCIÓN REGULADA DE MADERA Y PÉRDIDA DE COBERTURA FORESTAL EN MÉXICO

Allen Blackman
(autor corresponsal)
Banco Interamericano de Desarrollo
1300 New York Avenue, NW
Washington, DC 20577
+1-202-523-7423
allenb@iadb.org

Laura Villalobos
Banco Interamericano de Desarrollo
lauravi@iadb.org

Agradecimientos: Este artículo es una traducción de Blackman and Villalobos (2021). Esta investigación fue financiada por el Banco Interamericano de Desarrollo a través del *Economic Sector Work* RG-E1543. Agradecemos a Alfredo Cisneros, Javier Abdul Córdoba Gandara, Elizabeth Gallardo, Ana Malinovskaya, Jimena Rico Staffon y Mavial Sarai Velázquez por la ayuda en el montaje de nuestros datos de permiso y PHINA; Jessica Chu por la asistencia SIG; y Sally Atwater por la ayuda editorial. Tres revisores anónimos, Jennifer Alix-Garcia, Daniela Miteva, Erin Sills, Juan Manuel Torres Rojo, María Alejandra Vélez y participantes del Congreso Mundial de Economistas Ambientales y de Recursos Naturales 2018 y de la reunión anual de la Iniciativa *Environment for Development* 2018 proporcionaron comentarios y sugerencias útiles.

¿USAR O PERDER LOS BOSQUES? EXTRACCIÓN REGULADA DE MADERA Y PÉRDIDA DE COBERTURA FORESTAL EN MÉXICO

Resumen: Un conjunto creciente de investigadores y responsables de política pública sostienen, de manera un tanto contraintuitiva, que la extracción regulada de madera puede ayudar a conservar los bosques en los países en desarrollo al desalentar la tala ilegal y el cambio de uso de suelo. Sin embargo, las pruebas rigurosas de esa hipótesis son escasas. Utilizamos modelos de diferencias en diferencias para medir el efecto neto de la concesión de permisos de extracción de madera en la pérdida de cobertura forestal en México entre 2001 y 2012. Nuestros hallazgos sugieren que los permisos no tienen grandes efectos sistemáticos sobre la pérdida de la cobertura forestal. Identificamos efectos estadísticamente significativos sólo en determinados subgrupos, mas no en nuestra muestra a nivel nacional. Además, los efectos de los subgrupos son relativamente modestos y varían en signo. Los subgrupos en los que los permisos tienen efectos discernibles se definen, entre otras cosas, por los niveles de pobreza y los costos de oportunidad de retener la cobertura forestal, resultados que sugieren que la gobernanza forestal y la demanda por tierra moderan los efectos de los permisos.

Palabras clave: permiso, concesión, deforestación, manejo forestal sostenible, silvicultura comunitaria, evaluación de impacto

Códigos JEL: Q23, Q56, Q57

1. INTRODUCCION

"Usar o perder los bosques tropicales"— es el título de un artículo reciente que argumenta, de forma un tanto contraintuitiva, que los encargados de la formulación de políticas pueden ayudar a conservar los bosques tropicales y los servicios ecosistémicos vitales que éstos proporcionan no sólo delimitando más áreas protegidas, sino también mediante la promoción de la extracción regulada de madera (Mohren 2019). Un conjunto creciente de investigadores y profesionales toman posiciones similares (Runting et al. 2019; 2017; Griscom y Goodman 2015; Edwards et al. 2014; 2012; Paquette y Messier 2009). Ofrecen varias razones. En primer lugar, las restricciones políticas e institucionales limitan severamente la cantidad de tierras forestales que pueden protegerse estrictamente. Además, es posible cosechar la madera de forma que se reduzca significativamente la pérdida del bosque, por ejemplo, mediante la tala selectiva en lugar de tala rasa. Y tal vez lo más importante, los bosques manejados deliberadamente para la extracción pueden desalentar la tala ilegal y el cambio de uso de suelo, que son los principales impulsores de la pérdida forestal en los países en desarrollo.

Sin embargo, las pruebas que respaldan la afirmación de que la extracción regulada de madera reduce la pérdida forestal son bastante escasas. La mayoría de los estudios que examinan esta cuestión simplemente comparan la pérdida de bosque dentro y fuera de las unidades de manejo forestal (UMF) que se dedican a la extracción regulada de madera sin controlar por los factores de confusión observados o no observados, incluidas las características climatológicas y geofísicas de la tierra en la que se produce la extracción. Como resultado, estos estudios pueden confundir el efecto de la extracción regulada de madera con los efectos de dichos factores. Por ejemplo, si las tierras forestales con extracción regulada de madera tienden a estar lejos de los centros de población, una simple comparación entre dentro y fuera podría atribuir incorrectamente tasas relativamente bajas de pérdida de bosque en esa tierra a la extracción regulada de madera en lugar de a su ubicación remota.

México es un escenario oportuno para un análisis cuasi-experimental del efecto de la extracción regulada de madera en la pérdida forestal. Las tasas de deforestación son relativamente altas. Las autoridades reguladoras han otorgado miles de permisos para la extracción de madera. Y lo que es más importante, la unidad espacial de análisis está bien definida tanto para la submuestra tratada (con permisos) como para la submuestra de control (sin permisos). En la mayoría de los países en desarrollo, el Estado posee y controla la mayor parte de las tierras forestales y otorga

concesiones forestales a unidades espaciales que se definen caso por caso (FAO 2011; van Hensbergen 2016). Desde una perspectiva de evaluación, esto presenta un desafío: no existen los límites de las unidades espaciales sin concesiones que sean observacionalmente similares a las concesiones. En México, sin embargo, como resultado de las reformas agrarias iniciadas después de la revolución del país hace un siglo, aproximadamente dos tercios de las tierras forestales son administradas por miles de tierras comunales—instituciones de tenencia llamadas ejidos y comunidades—unidades de manejo forestal comunal (UMF comunal para abreviar). Algunas de estas UMF han recibido permisos forestales y otras no. Por lo tanto, las UMF comunal, todas las cuales tienen límites definidos en los datos catastrales oficiales, son la unidad espacial lógica de análisis. Aunque esta característica un tanto idiosincrática del sector forestal mexicano nos permite evaluar rigurosamente el efecto de la extracción regulada de madera sobre la pérdida de cobertura forestal, también tienen implicaciones para la validez externa. Volvemos a este tema en la sección Discusión.

Este documento utiliza modelos de datos de panel de diferencias en diferencia (DID) para identificar el efecto de los permisos forestales otorgados a las UMF comunal después de 2001 en la pérdida de cobertura forestal entre 2001 y 2012. Utilizamos los datos anuales de sensores remotos de Hansen et al. (2013) para medir la pérdida de cobertura forestal (nuestra variable dependiente), registros oficiales de cientos de permisos forestales (nuestro tratamiento), y un rico conjunto de datos espaciales para controlar por posibles factores de confusión, incluyendo factores socioeconómicos (precios de cultivo, demografía, costos de oportunidad, pobreza), características institucionales de la UMF (tipo de tenencia, asignaciones internas de derechos a la tierra, año de creación, participación en la reforma de la tenencia de la tierra, traslape con áreas protegidas), factores climatológicos (temperatura, lluvia) y factores geofísicos (elevación, orientación direccional, pendiente, tamaño, tiempo de viaje a los centros de población, fragmentación y densidad de la cobertura forestal, biomasa sobre el suelo, cobertura forestal histórica y pérdida de bosques). Utilizamos el método de emparejamiento por puntaje de propensión (*propensity score matching*) para identificar las UMF comunal que carecen de permisos pero que son similares a las UMF comunal con permisos en términos de las características observables que afectan a la pérdida de cobertura forestal (por ejemplo, elevación, tiempo de viaje a las ciudades). A continuación, ajustamos los modelos DID para generar estimaciones del efecto promedio del tratamiento en los

tratados, comparando los cambios anuales en la pérdida de cobertura forestal entre (i) las UMF comunal con permisos y (ii) las UMF comunal observacionalmente similares pero sin permisos.

Nuestros hallazgos sugieren que los permisos no tienen grandes efectos sistemáticos sobre la pérdida de la cobertura forestal. Somos capaces de identificar efectos estadísticamente significativos sólo en determinados subgrupos, mas no en nuestra muestra nacional. Además, los efectos de los subgrupos son relativamente modestos y varían en signo. Los subgrupos en los que los permisos tienen efectos perceptibles se definen, entre otras cosas, por los niveles de pobreza y los costos de oportunidad de retener la cobertura forestal, resultados que sugieren que la gobernanza forestal y la demanda de tierra moderan los efectos de los permisos forestales.

Como se explica en la sección literatura de los **Materiales Suplementarios**, nuestro estudio hace tres contribuciones. En primer lugar, se suma a la escasa literatura empírica que mide el efecto neto de la extracción regulada de madera en la pérdida de bosque. Desde nuestro punto de vista, este uno de los pocos estudios sobre este tema que utiliza métodos de datos de panel que controlan por heterogeneidad no observada (fija en el tiempo), y es el primero en examinar una muestra nacional de UMF en México. En segundo lugar, contribuye a la literatura más amplia sobre el manejo forestal sostenible (MFS). Además, probamos el efecto en México de una de las principales intervenciones de política en las que se centra la literatura de la MFS: la silvicultura comunitaria. Por último, contribuye a la literatura sobre la política de conservación forestal en México.

La siguiente sección presenta antecedentes sobre bosques, UMF comunal y permisos forestales en México. La Sección 3 establece la teoría del cambio. La Sección 4 describe nuestra estrategia empírica, y la Sección 5 analiza nuestros datos, muestras y variables. La Sección 6 presenta un análisis del supuesto de tendencias paralelas de nuestra estrategia de identificación. La Sección 7 presenta nuestros resultados. Y la última sección resume y concluye.

2. ANTECEDENTES

Aunque las tierras forestales de México son extensas —aproximadamente 65 millones de hectáreas (FAO 2015), han sido deforestadas a un ritmo alarmante. En la década de 1990, México perdió un promedio de 190.400 hectáreas por año (0,3 por ciento de la superficie forestal total), la séptima mayor pérdida forestal anual neta de cualquier país del mundo (FAO 2015, 2011). En la primera década de la década de 2000, la pérdida neta de bosques se desaceleró, con un promedio de 135.800 ha al año (0,2 por ciento de la superficie forestal total) (FAO 2015). La deforestación ha contribuido a la erosión del suelo, el agotamiento de los acuíferos, la disminución de la biodiversidad y el calentamiento global (Martínez et al. 2009; Cervigni y Brizzi 2001).

Mientras que la mayoría de las tierras forestales en América Latina están controladas por el estado y el sector privado, en México se estima que entre el 55 y el 80 por ciento son administradas por miles de UMF comunal, un legado de la prolongada reforma agraria iniciada al final de la revolución mexicana (FAO 2011; Madrid et al. 2010; Bray y Merino-Pérez 2002). La gran mayoría de estas UMF son ejidos, comunidades campesinas a las que se les concede tierra a través del proceso de reforma. Un número menor son comunidades, comunidades indígenas con lazos históricos con la tierra.

Los ejidos cuentan con dos tipos de tierras: parcelas privadas, normalmente utilizadas para la agricultura, la ganadería y la vivienda, y los comunes, típicamente divididos entre pastos y bosques. En promedio, los comunes representan aproximadamente dos tercios de la tierra del ejido y contienen la gran mayoría de las tierras forestales del ejido (Muñoz-Piña et al. 2003). Los derechos de uso de las parcelas privadas están en manos de las familias de los miembros originales del ejido llamados ejidatarios, mientras que los derechos de los comunes son gestionados por una asamblea general de ejidatarios. Por lo tanto, en principio, el acceso a las tierras forestales del ejido está restringido. Sin embargo, en la práctica, el alcance de esta restricción varía considerablemente entre los ejidos. Volvemos a este tema al final de esta subsección.

Hasta la década de 1970, el gobierno mexicano controlaba la explotación comercial de la madera en todo el país, incluso en las UMFs comunal, a través de empresas paraestatales y concesiones industriales. Estas concesiones fueron muy diferentes a las operaciones forestales comunitarias que se centran en el presente análisis. Financiados con capital internacional y nacional, por lo general disfrutaban de contratos durante varias décadas y pagaban comisiones de aprovechamiento a los ejidos y comunidades cuya madera cosechaban. Estas tasas se fijaban

administrativamente y por lo general eran nominales. Además, con frecuencia se prohibía a las UMF comunal cosechar madera en sus propios bosques para usos comerciales (Klooster 2003; González Pacheco 1981).

A partir de la década de 1970, el Estado comenzó a promover activamente la silvicultura comercial en y por las UMF comunal, una política apoyada por instituciones públicas, organizaciones multilaterales y organizaciones no gubernamentales (Klooster 2003; Bray et al. 2006). En las UMF comunal con operaciones comerciales de madera, la extracción se limita a las tierras forestales en los comunes, y las decisiones con respecto a estas operaciones son tomadas colectivamente por juntas comunitarias electas (Alix-García et al. 2005; Hernández-Aguilar et al. 2017).

Como la mayoría de los países, México depende de permisos para regular la silvicultura comercial. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) expide permisos a todas las UMFs, incluidas las de manejo comunal. Los permisos especifican la cantidad, el tipo y la ubicación de la madera que se extraerá cada año y el sistema silvícola utilizado para ello. La mayoría de las UMFs en México, y más de tres cuartas partes de las UMF comunal en nuestra muestra (discutidas a continuación), se basan exclusivamente en el método de corta selectiva en lugar de un sistema silvícola de tala rasa (Tabla 1).

En la mayoría de los casos, las solicitudes de permisos son elaboradas por un consultor forestal profesional certificado. La solicitud debe incluir, entre otras cosas, un título de tierra válido y no impugnado; un reglamento interno que defina los derechos y obligaciones de los miembros de la comunidad en las labores de cultivo, conservación y fomento de los recursos forestales; un mapa georreferenciado de la UMF y sus bosques; un plan de ordenanza forestal; y la prueba de que la asamblea general ha cumplido y aprobado el plan (SEMARNAT 2018). Después de recibir solicitudes de permisos, las oficinas estatales de SEMARNAT pueden solicitar información adicional, requerir cambios en el plan de aprovechamiento e incluso rechazar la solicitud, aunque ese resultado es poco frecuente. La duración del proceso de solicitud es variable, pero oscila entre tres meses y dos años¹. La duración del permiso inicial puede variar. En nuestra muestra de 673 permisos iniciales (descritos a continuación), más de la mitad son por 10 años y el promedio es 9.2 años. Después de que el permiso inicial expira, las UMF pueden solicitar la renovación del permiso.

¹ Comunicación personal, Juan Manuel Torres Rojo, Director de la Comisión Nacional Forestal (la agencia forestal mexicana) de 2009 a 2012; 14 de agosto de 2019.

Varios factores, algunos relacionados con las características geofísicas de las UMFs y otros con su gobernanza, explican por qué las UMFs solicitan o no los permisos forestales. Un factor es la capacidad técnica, financiera y de gobernanza necesaria para navegar con éxito los procedimientos de la SEMARNAT para obtener un permiso. Muchas de las UMF comunal, si no la mayoría, y particularmente las más pequeñas, carecen de esa capacidad: se caracterizan típicamente por altos niveles de pobreza (Anta Fonseca 2006; Torres Rojo 2015). Hernández-Aguilar et al. (2017) entrevistaron a una variedad de actores para examinar los factores que afectan la asignación de permisos en el estado de Oaxaca. Concluyen que los dos factores principales son las condiciones geofísicas y climáticas que favorecen a las especies arbóreas con valor comercial, y el tamaño de la comunidad: en general, sólo las comunidades más grandes solicitaron permisos, un hallazgo que no es sorprendente, dados los costos fijos y la demanda competitiva de tierras en comunidades más pequeñas. También encontraron que los conflictos internos entre los miembros de la comunidad, debilidades en las oficinas estatales del SEMARNAT y las altas tasas de emigración desalentaban los permisos.

Después de otorgar los permisos, las oficinas de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) tienen la responsabilidad de supervisar el cumplimiento, así como de garantizar que las UMF sin permiso no corten la madera y que el uso de tierra no se cambie sin los permisos necesarios. Sin embargo, durante nuestro período de estudio 2001-2012, en particular los primeros años, el financiamiento y la mano de obra asignada a estas tareas fueron insuficientes (OCDE 2003).

En parte como resultado, la tala ilegal y el cambio de uso de suelo y de cobertura vegetal fueron problemas significativos durante nuestro período de estudio (Vidal et al. 2013; 2009; Honey-Rosés 2009). Un estudio del cambio de uso de suelo en una muestra representativa a nivel nacional de ejidos con tierras forestales (pero sin permisos para la extracción de madera) encontró que la expansión de la agricultura y de los pastos en las áreas comunes eran los principales impulsores de la pérdida forestal (y por partes iguales), y en muchos casos, si no en la mayoría, esta conversión forestal ocurrió sin permiso de las autoridades del ejido (Alix-García 2007). Otros estudios han encontrado que la tala en ejidos, a menudo asociada con el cambio de uso de suelo, también es generalmente no autorizado. Por ejemplo, Navarrete et al. (2011) estiman que el 61 por ciento de las perturbaciones forestales en la porción de Michoacán de la Reserva de la Mariposa Monarca se debe a la tala ilegal y otro 33 por ciento se debe a la tala fuera de los parámetros establecidos por

los permisos forestales. Aunque esa tala ilegal y no autorizada a menudo es llevada a cabo por grupos clandestinos externos a la UMF comunal, estos grupos suelen reclutar y pagar a cómplices dentro de la UMF (Honey-Rosés 2009; Klooster 2000).

3. TEORÍA DE CAMBIO

Esta sección presenta la teoría de cambio que describe los vínculos causales hipotéticos entre la intervención (permiso forestal) y el impacto (pérdida neta de cobertura forestal) en el que nos centramos (Figura 1). Consta de cinco elementos: insumos a la intervención, la intervención en sí, moderadores, resultados intermedios e impactos (Rogers 2014). Enfatizamos que esta sección presenta hipótesis sobre cómo los permisos podrían afectar la pérdida de la cobertura forestal, y no sobre relaciones verificadas empíricamente. El propósito es simplemente motivar y proporcionar un marco conceptual para el análisis empírico.

3.1. Insumos

Tanto las UMF como la SEMARNAT proporcionan insumos en la concesión de un permiso forestal. Los principales insumos de las UMF incluyen un plan de manejo forestal (normalmente elaborado por un consultor forestal profesional), la aprobación formal de ese plan por parte de la asamblea general, y los reglamentos internos de la UMF que definen los derechos y obligaciones de los miembros de la comunidad para el aprovechamiento, la conservación y el desarrollo de los recursos forestales. La SEMARNAT, por su parte, proporciona retroalimentación sobre los requisitos y términos del permiso.

3.2. Resultados intermedios

La concesión de un permiso, junto con los insumos que acabamos de mencionar, podrían en teoría generar tres resultados intermedios. En primer lugar, un permiso podría cambiar la gobernanza forestal de una UMF de manera que impulse o impida la conservación². Por un lado, un permiso podría proporcionar incentivos económicos para proteger los bosques a fin de garantizar un flujo de beneficios futuros a largo plazo, y podría crear conocimientos y capacidad silvícolas. Por otro lado, sin embargo, podría llevar a una UMF comunal a la órbita de los intereses comerciales de la madera que priorizan los beneficios a corto plazo y la rápida explotación de la madera. Los

² Estamos agradecidos con un revisor anónimo por este enfoque.

cambios en la gobernanza, a su vez, pueden cambiar el nivel de tala en la UMF y las prácticas silvícolas utilizadas. Los cambios en el nivel de aprovechamiento no siempre comienzan desde cero y podrían en principio ser negativos. A pesar de que, por ley, como hemos discutido anteriormente, se requiere un permiso para participar en la silvicultura comercial, en la práctica, la tala ilegal en las UMF comunal no es atípico (García-Barrios et al. 2009; Miel-Rosés 2009; Klooster 2000). Para las UMF que no han participado en la tala ilegal, la concesión de un permiso casi con toda seguridad conduciría a un aumento del nivel de aprovechamiento, manteniendo todo lo demás constante. Para otras UMF, un permiso podría conducir a un cambio positivo más pequeño, o incluso un cambio negativo. La concesión de un permiso también podría cambiar las prácticas silvícolas de la UMF. Por ejemplo, como resultado de obtener un permiso, una UMF que anteriormente participaba en la tala ilegal podría cambiar a la tala selectiva y/o tener más cuidado para minimizar la pérdida de cobertura forestal por caída de árboles, y por caminos y senderos de arrastre.

En segundo lugar, la concesión de un permiso podría cambiar la demanda de tierras desmontadas en la UMF. En las UMF comunal en las que nos centramos, las decisiones de uso de tierra son complejas y dependen de una serie de factores, incluyendo las normas internas (ejido o comunitaria) y externas (SEMARNAT) que rigen el uso del suelo, los rendimientos netos de esos usos de la tierra y los ingresos de los miembros de la comunidad (Alix-García 2007). La concesión de un permiso podría cambiar el equilibrio de la asignación de tierras, entre otras cosas, cambiando los rendimientos relativos a la conservación de los bosques y la agricultura. En la mayoría de los casos, uno esperaría que los permisos aumentaran el retorno relativo a la retención de bosques.

Por último, la concesión de un permiso podría cambiar la supervisión externa y la aplicación de las restricciones de cambio de uso de suelo. Por ejemplo, la SEMARNAT, que por ley se encarga de supervisar el cumplimiento de los permisos forestales, podría reforzar la vigilancia del cambio de uso de suelo después de emitir un permiso.

3.3. Impactos

Los cambios en los tres resultados intermedios podrían, a su vez, dar lugar a dos tipos de pérdida de cobertura forestal: (i) la que se asocia directamente con la silvicultura (por ejemplo, tala rasa, senderos de arrastre, huecos por caída de árboles) (ii) los que se deben al cambio de uso de suelo (por ejemplo, conversión de bosque a agricultura). Estos dos tipos de pérdida de cobertura forestal determinan la pérdida neta de cobertura forestal y es probable que se determinen

conjuntamente. Además, hay considerables pruebas empíricas que sugieren que con el tiempo, el primer tipo de pérdida de cobertura forestal reduce el costo y alienta el segundo tipo (Busch y Ferretti-Gallon 2017; Geist y Lambin 2002).

Dadas las tres vías causales que hemos descrito, es fácil ver cómo los permisos podrían tener un efecto negativo, nulo o positivo en la pérdida neta de cobertura forestal. Por ejemplo, si un permiso condujera a un aumento significativo de la cantidad de madera cosechada, pero si ese aumento estuviera acompañado de la adopción de más prácticas silvícolas ambientalmente amigables y/o una reducción de la demanda de tierras desmontadas y/o un monitoreo externo más fuerte, el efecto neto sobre la pérdida de la cobertura forestal podría ser insignificante o incluso negativo.

3.4. Moderadores

Varios factores pueden moderar el efecto de los permisos en uno o varios de los tres resultados intermedios descritos anteriormente. En primer lugar, el nivel inicial de la gobernanza forestal de la UMF comunal puede moderar el efecto del permiso sobre la gobernanza forestal y la demanda de tierras desmontadas. Por ejemplo, las UMF con una gobernanza inicial más débil pueden tener dificultades para adoptar rotaciones de corta y otras prácticas silvícolas que limiten la pérdida de cobertura forestal directamente asociada con la silvicultura. Por lo tanto, para tales UMFs, uno podría esperar que los permisos resulten en relativamente mayor pérdida de cobertura forestal, manteniendo todo lo demás constante.

En segundo lugar, la demanda inicial de tierras desmontadas puede moderar el efecto del permiso sobre esa demanda. Por ejemplo, en el caso de las UMF, donde los retornos a los pastos y la agricultura son relativamente altos en la línea de base, la concesión de un permiso forestal puede hacer poco para detener la proliferación de estos usos de la tierra al elevar el retorno a los bosques.

En tercer lugar, el nivel inicial de monitoreo externo y cumplimiento de la ley sobre el cambio de uso de suelo puede moderar el efecto del permiso en dicho monitoreo. Por ejemplo, en el caso de las UMF situadas dentro de áreas protegidas donde el monitoreo oficial es posiblemente más fuerte, la concesión de un permiso puede tener efectos más tenues sobre la pérdida de la cobertura forestal.

Por último, las características geofísicas de la UMF pueden moderar el efecto de los permisos en los tres resultados intermedios descritos anteriormente. Por ejemplo, en algunos

entornos geofísicos la gobernanza forestal puede ser más costosa, los rendimientos de la agricultura en relación con los bosques pueden ser más altos, y el costo de la supervisión externa y el cumplimiento de la ley puede ser menor.

4. ESTRATEGIA EMPÍRICA

Como se ha señalado anteriormente, identificar el efecto de los permisos forestales en la deforestación de manera creíble requiere el control de factores de confusión, incluyendo tanto características observables de la UMF como por ejemplo el tiempo de viaje a los centros de población, y características no observables como la habilidad de manejo y la gobernanza. Para ello, utilizamos datos de panel a nivel de UMF durante 2001–2012 junto con una combinación de emparejamiento por puntaje de propensión y efectos fijos (DID generalizado).

Utilizamos el emparejamiento por puntaje de propensión para "pre-procesar" nuestros datos (Imbens y Wooldridge 2009; 2007). Identificamos un grupo control pareado de UMFs que nunca han tenido permisos y que son similares al grupo de tratamiento de las UMF que alguna vez tuvieron algún permiso (UMFs que tienen al menos un permiso en algún momento durante nuestro período de estudio 2001–2012) en términos de características observadas que pueden explicar la pérdida de la cobertura forestal. A continuación, eliminamos de la muestra las UMF de control no pareadas y usamos esa muestra pareada para estimar regresiones de efectos fijos. La combinación de emparejamiento no paramétrico con regresión generalmente genera estimaciones de efectos de tratamiento que son más robustas al sesgo de especificación errónea y variables omitidas que la regresión sola (Ferraro y Miranda 2017; Imbens y Wooldridge 2009; 2007).

Para parear las UMF que nunca han tenido permisos con las que alguna vez han tenido permisos, utilizamos puntajes de propensión para cada UMF. Este puntaje es la probabilidad de obtener un permiso estimado mediante una regresión probit (Rosenbaum y Rubin 1983). Intuitivamente, los puntajes de propensión equivalen a índices ponderados de las características observables de la UMF que explican el tratamiento— el permiso. Implementamos el emparejamiento por puntaje de propensión de la siguiente manera. En primer lugar, utilizamos un modelo de probit transversal para estimar los puntajes de propensión para cada UMF. El modelo se especifica de la siguiente manera

$$\Pr(D_{ij} = 1 | W_{ij}) = F(W'_{ij}\psi_j) \quad (j = 1, 2, \dots, 5) \quad (1)$$

donde i indexa las UMF, j indexa cinco regiones de México³, D es una variable binaria que indica si una UMF obtuvo un permiso en cualquier año de nuestro período de estudio, F es la función de distribución acumulativa normal estándar, y ψ es un vector de coeficientes de regresión. El propósito de ajustar cinco modelos separados es ayudar a controlar las características de UMF no observables que varían según las regiones. A continuación, creamos grupos control de UMF que nunca han tenido permisos pareando las UMF con algún permiso con las UMF sin permisos basado en el puntaje de propensión. Pareamos las UMF sin permiso con las UMF con algún permiso en la misma región geográfica usando emparejamiento uno-a-uno con el vecino más cercano y sin reemplazo (Cochrane y Rubin 1973). Por último, eliminamos de la muestra todas las UMF de control no pareadas.

Después de haber construido una muestra de regresión pareada, estimamos un modelo de efectos fijos bidireccionales, especificado como

$$Y_{it} = \gamma_i + \delta_t + D'_{it-z}\beta_1 + X'_{it-z}\beta_2 + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

donde t indexa años, z indexa los rezagos temporales, Y es el porcentaje de la UMF deforestada, y son efectos fijos de UMF, D es un vector de variables dicotómicas contemporáneas y rezagadas que indican si un permiso estaba en vigencia, X es un vector de variables de control que varían temporalmente, β son parámetros o vectores de parámetros a estimar, y ε es el término de error. Los parámetros de β_1 miden el efecto neto del permiso sobre el cambio de uso de suelo, formalmente, el efecto promedio de tratamiento sobre los tratados. Los efectos fijos de UMF controlan por la heterogeneidad temporalmente invariable y no observada de las UMF. Los efectos fijos de año controlan por los efectos temporales que afectan a todas las UMF en el área de estudio, incluidos los cambios en la política forestal y los precios internacionales de la madera. Estimamos la ecuación (2) utilizando Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) y errores estándar agrupados a nivel de UMF.

³ Las regiones son agregaciones de estados. Las cinco regiones son 1 Yucatán (Campeche, Yucatán y Quintana Roo), 2 Sur (Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Puebla y Veracruz); 3 Central (Distrito Federal, Estado De México, Morelos y Querétaro), 4 Norte (Chihuahua y Durango) y 5 Pacífico (Jalisco y Michoacán). Pareamos a nivel de regiones en lugar de estados porque en algunos estados el número de UMF con algún permiso es demasiado pequeño para que estimemos una regresión de emparejamiento por puntaje de propensión para ese estado.

Por último, además de estimar los efectos promedio del tratamiento (Ecuación 2), utilizamos efectos de interacción para probar la heterogeneidad del efecto del tratamiento en todas las características de la UMF, es decir, para probar si tales características moderan el efecto de los permisos en la pérdida de la cobertura forestal. Estimamos un conjunto de n ecuaciones,

$$Y_{it} = \gamma_i + \delta_t + D'_{it-z}\beta_1 + D_{it-z}C_m\beta_2 + X'_{it-z}\beta_3 + \varepsilon_{it} \quad (m = 1, 2, \dots, n) \quad (3)$$

donde C_m es una característica socioeconómica, institucional o geofísica de la UMF. Aquí, también, ajustamos regresiones de MCO y errores estándar agrupados a nivel de UMF.

Aunque nuestro modelo de efectos fijos controla por la heterogeneidad no observable pero temporalmente invariable que afecta a los niveles de deforestación, no controla por la heterogeneidad no observada que afecta a las tendencias en la deforestación. Por lo tanto, el supuesto de identificación principal es que en la ausencia de permisos, estas tendencias serían las mismas tanto para el grupo tratado como para los grupos control. La Sección 6 presenta una prueba de este supuesto utilizando datos de pérdida forestal anteriores al otorgamiento de los permisos.

5. DATOS

En esta sección se describen nuestras fuentes de datos, la muestra estadística, y las variables y presenta estadísticas descriptivas.

5.1. Fuentes de datos

Nuestros datos provienen de cuatro fuentes. La primera son los datos catastrales (límites de propiedad) para la mayor parte de México, que comprenden más de 640.000 polígonos de propiedades privadas, comunales y estatales (RAN n.d.). La segunda es datos de pérdida de cobertura forestal de alta resolución (30m×30m) para el período 2001–2012 derivados de imágenes satelitales Landsat para todo México (Hansen et al. 2013). La tercera es un compendio de 9.837 permisos forestales emitidos por las oficinas estatales de la SEMARNAT entre 1990 y 2010 para las 16 entidades federales que cuentan con una superficie forestal significativa (INECC 2013)⁴.

⁴ Las 16 entidades son Campeche, Chiapas, Chihuahua, Distrito Federal, Durango, Estado de México, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Veracruz y Yucatán. Ver Carrillo Anzures (2017) para una descripción de una versión parcial (12-estados) de nuestros datos de permisos.

Estos datos, que consisten en información sobre prácticas silvícolas, zonas de cosecha y volúmenes de cosecha permitidos, se recopilaron mediante la digitalización de copias originales en papel de los permisos archivados en las oficinas estatales de la SEMARNAT. La última fuente es una variedad de bases de datos utilizados para construir las variables de control de nivel UMF que se describen a continuación.

Aunque los permisos suelen regir sólo dentro de la zona designada como área de cosecha forestal dentro de una UMF, nuestro análisis es a nivel de UMF. La razón principal es que necesitamos comparar los resultados de las UMF con y sin permisos, y aquellas sin permisos no tienen zonas de cosecha designadas. Una ventaja de utilizar las UMF como unidades espaciales de análisis es que controlamos por los posibles efectos de contagio espacial que se producen si al otorgar permisos para la extracción de madera en una parte de la UMF se genera deforestación en otras partes.

5. 2. Muestra

Limitamos la muestra a UMFs en las 16 entidades federales que tienen una cobertura forestal significativa, que son las entidades para las cuales tenemos datos de permisos (Figura 2). Además, solo incluimos UMFs con tenencia comunal, es decir, ejidos y comunidades. La razón es que nuestros datos catastrales no incluyen los nombres de propiedades privadas, información necesaria para asociar polígonos catastrales con permisos. Como se señaló anteriormente, las estimaciones de la proporción de las tierras forestales de México administradas por las UMF comunal oscilan entre el 55 y el 80 por ciento.

Utilizamos nuestra base de datos de permisos para identificar las UMF comunal que fueron tratadas en nuestra área de estudio de 16 estados, es decir, aquellas que tenían permisos durante nuestro período de estudio 2001–2012. Asociamos manualmente los permisos con los polígonos catastrales utilizando el nombre y ubicación de la UMF (estado y municipio). De las 2.246 UMF comunal en nuestra área de estudio incluidas en nuestra base de datos de permisos, logramos emparejar 1.367 (61 por ciento) con polígonos catastrales⁵.

⁵ De las 2.246 UMF comunal en nuestra base de datos de permisos, eliminamos 879: 657 porque no pudimos encontrar una UMF comunal con el mismo nombre en el mismo municipio y estado en nuestros datos catastrales, y 222 porque los pareos no eran concluyentes. En teoría, algunas de estas 879 UMF podrían corresponder a UMF en nuestra muestra de control, lo que implica que algunas de las UMF que usamos como controles realmente son tratadas. Esa clasificación errónea, a su vez, podría sesgar nuestros resultados. Sin embargo, creemos que ese escenario es bastante improbable. La razón es que en la mayoría de los casos, nuestra incapacidad para mapear las UMFs en nuestra base de datos de

Excluimos dos conjuntos de UMF de nuestra muestra tratada. En primer lugar, eliminamos las 529 UMF que obtuvieron permisos antes de 2002. El propósito es asegurar que tenemos datos de la pérdida de cobertura forestal previos al tratamiento para todas las unidades tratadas en la muestra de regresión, lo cual que mejora la confiabilidad de las estimaciones de los efectos del tratamiento en modelos de datos de panel (Ferraro y Miranda 2017; 2008). En segundo lugar, eliminamos 58 UMFs que en algún momento durante nuestro panel habían sido certificadas por el *Forest Stewardship Council* (FSC), con el fin de evitar confundir los efectos de los permisos y la certificación⁶. Además de eliminar las UMF antes mencionadas, también excluimos las 526 observaciones UMF-año de 151 UMF que alguna vez obtuvieron permiso, correspondientes a los años subsiguientes a la expiración de un permiso no renovado. La razón es que las prácticas de manejo instituidas mientras el permiso estaba en vigor pueden haber persistido aún después de su caducidad. Como resultado, estas observaciones UMF-año posteriores a la expiración podrían no ser "no tratadas" de la misma forma en que lo son las observaciones anteriores a la concesión de un permiso.

Dados los criterios anteriores, nuestra muestra de regresión comprende 11,269 UMFs, de las cuales 673 alguna vez obtuvieron permiso y 10,596 nunca obtuvieron un permiso (Figuras 2 y 3). A partir de estos datos transversales, creamos un panel desbalanceado de 12 años que abarca desde 2001 hasta 2012. El panel contiene⁷ 134.669 UMF-años, 7,564 de los cuales fueron tratados (bajo permiso) y 127.105 no fueron tratados. Nótese que los años con permiso se codifican como tratados sólo durante años durante los cuales el permiso era válido.

permisos con las UMFs en nuestra base de datos catastral de la RAN radica en el hecho de que la base de datos RAN está incompleta: no incluye un número significativo de UMF comunal. Por lo tanto, la mayoría de las 879 UMF que aparecen en nuestra base de datos de permisos, pero no en la base de datos RAN, no pueden estar en nuestra muestra de UMF de control ya que no están en el grupo de las UMF de las cuales obtenemos esa muestra.

⁶ Para identificar estas UMF, utilizamos el registro de las UMF comunal mexicanas con la certificación de manejo forestal del *Forest Stewardship Council* descrita en Blackman et al. (2018).

⁷ El panel está desbalanceado por dos razones. En primer lugar, como se ha señalado anteriormente, botamos las 526 observaciones UMF-año correspondientes a años después de que un permiso haya expirado sin ser renovado. En segundo lugar, eliminamos observaciones de 420 UMF-año con valores faltantes para covariables que varían temporalmente. Los principales culpables son *densidad de población*, *población indígena*, y *precio de cultivos*. Estas 420 observaciones con valores faltantes representan sólo el 0,3 por ciento de la muestra 135,089 observaciones que tendríamos si se recuperaran los valores que faltan.

5.3. Variables

La Tabla 2 enumera las variables en nuestro análisis empírico, incluyendo sus nombres, definiciones, unidades, fuentes, escalas espaciales y años. Nuestra variable dependiente, porcentaje talado es el porcentaje de la superficie total de la UMF talado cada año de 2001 a 2012.

La variable de tratamiento utilizada en nuestros modelos principales, *permiso todos los años*, es una variable dicotómica 0/1 que toma el valor uno si un permiso estaba en vigor en el año t (el año en curso). Su coeficiente estimado puede interpretarse como el efecto promedio anual de un permiso o serie de permisos sobre la pérdida de cobertura forestal durante todos los años en que un permiso era válido. Además de *permiso todos los años*, utilizamos otras tres variables de tratamiento binario (en modelos separados) para probar la robustez. *Permiso temprano* es igual a uno sólo durante los primeros cinco años de validez del primer permiso y tiene como objetivo recoger el efecto anual promedio del permiso durante ese período inicial. *Permiso anticipatorio* es igual a uno si el permiso inicial fue otorgado en cualquiera de los dos años antes de t y tiene como objetivo recoger efectos anticipatorios anuales promedio durante los dos años antes de que se otorgue el primer permiso. *Permiso año v* es igual a uno si el permiso inicial se adjudicó v años antes o después de t y es cero de lo contrario. A diferencia de las tres primeras variables de tratamiento, que buscan captar efectos promedio durante varios años, estas variables tienen como objetivo capturar los efectos del permiso inicial en un único año. Por ejemplo, el *permiso año 3* es igual a uno si el permiso inicial se concedió tres años antes de t y tiene como objetivo capturar sólo el efecto en el año t de ese evento. Por último, *algún permiso* es igual a uno si alguna vez se otorgó un permiso a una UMF y es la variable dependiente en la regresión de probit transversal utilizada para estimar los puntajes de propensión que, a su vez, se utilizan para parear las UMF con algún permiso con las UMF sin ningún permiso.

Utilizamos un amplio conjunto de covariables temporalmente variables e invariables (todas las cuales varían espacialmente) para controlar por los factores de confusión (junto con efectos fijos de UMF y de año). Estas covariables reflejan diversas características socioeconómicas, institucionales, climatológicas y geofísicas de las UMF. Incluimos las covariables que varían temporalmente en nuestras regresiones de datos de panel con efectos fijos (Ecuación 2) y las covariables temporalmente invariables en la regresión probit transversal (Ecuación 1) utilizada para generar los puntajes de propensión.

Utilizamos seis covariables que varían temporalmente: *precio de cultivos* (índice de precios de cultivos), *densidad de población*, *población indígena* (la fracción de la población que habla una lengua indígena), *temperatura* y *precipitación*. Utilizamos 33 covariables que no varían temporalmente: *costo de oportunidad* (ingresos brutos anuales de agricultura y ganadería), *marginalidad* (un índice de pobreza del gobierno),⁸ *tenencia ejidal* (identifica ejidos versus comunidades), *ejidatarios/comuneros* (el número de miembros del ejido o comunidad con derechos formales de la tierra), *avecindados* (el número de adultos que son formalmente reconocidos como residentes del ejido o comunidad pero que no tienen derechos formales de la tierra), *poseionarios* (típicamente, el número de agentes externos que tienen algún tipo de derecho de tierra de facto), *año de inscripción* (el año en el que se concedió por primera vez el ejido o comunidad), *PROCEDE* (identifica los ejidos que participaron en el programa de regularización y titulación de la propiedad de la tierra, que reformó la tenencia), *área protegida* (porcentaje del territorio de la UMF dentro de un área protegida federal), *temperatura histórica* (50 años promedio), *lluvia histórica* (50 años promedio), *altitud*, *aspecto* (orientación direccional), *pendiente*, *tamaño* (área de superficie de la UMF), *tiempo de viaje a ciudad* (tiempo de viaje a la ciudad más cercana con más de 50.000 habitantes), *distancia a la tala* (distancia lineal promedio al píxel talado más cercano en el año 2000), *distancia a SEMARNAT* (distancia lineal promedio a la oficina SEMARNAT más cercana), *carbono* (total de stock de carbono sobre el suelo), *densidad arbórea* (porcentaje promedio de cada píxel en la UMF con cobertura forestal en 2000), *cobertura forestal 1970* (porcentaje de la UMF clasificada como bosque en 1970), *cobertura forestal 1993*, *cobertura forestal 2000*, cinco variables dicotómicas para *bioma* (ecorregión) y cinco variables dicotómicas de *región* que corresponden a agregaciones de estados mexicanos.

5.4. Estadísticas descriptivas

Como hemos mencionado, dejamos fuera de nuestra muestra de regresión todas las UMF que emitieron permisos antes de 2002 (para asegurar al menos una observación pretratamiento para cada UMF tratada) y el último año de nuestros datos de permisos es 2010. Entre los 703 nuevos

⁸ El índice de marginalidad es calculado por el Consejo Nacional de Población (CONAPO). Se basa en nueve indicadores derivados del censo nacional: medidas de alfabetización, educación primaria, acceso a agua entubada, acceso a servicios sanitarios y de alcantarillado, acceso a la electricidad, presencia de suelos de tierra, hacinamiento, ingresos y proximidad a otros hogares (Ortega Díaz 2014). En nuestra muestra, la marginalidad oscila entre negativo 2.2 a positivo 3.4. Recalculamos estos valores (añadiendo 2.2) para que todos sean no negativos.

permisos otorgados entre 2002 y 2010, encontramos una variabilidad sustancial en el número de permisos nuevos emitidos en todos los estados y a lo largo del tiempo (Tabla de Materiales Suplementarios A1). Los estados con más permisos nuevos fueron Durango (147), Chihuahua (85), Oaxaca (70), Guerrero (65), Jalisco (65) y Chiapas (58). El número total de permisos otorgados por año oscila entre 68 y 103 para los primeros siete años del panel y luego cayó a 50 y finalmente a uno para el último año⁹.

El Cuadro 3 presenta los valores promedio para todos los 134.669 UMF-año (que representan 11.269 UMF) en nuestra muestra de regresión completa y para submuestras de 7,564 UMF-año con permisos (que representan 673 UMF con al menos un permiso) y 127.105 UMF-año sin ningún permiso (que representan 10,596 UMF que nunca obtuvieron un permiso). La tabla también presenta, para cada variable, tanto el sesgo estandarizado (la diferencia de medias normalizada para estas submuestras) como los resultados de las pruebas de diferencia de medias. Analizamos las estadísticas descriptivas de la muestra pareada en la Sección 7.1.

Para la muestra completa no pareada, el promedio de *porcentaje talado* es 0.197, lo que indica que, en promedio, dos décimas del uno por ciento de cada UMF fue talado cada año entre 2001 y 2012. Para una UMF de tamaño promedio en nuestra muestra no pareada (3,162 hectáreas), eso implica una pérdida de cobertura forestal de 6 hectáreas por año. El promedio de *permiso todos los años* es 0.035, lo que implica que, en promedio, 4 por ciento de las observaciones en nuestra muestra fueron tratadas en un año dado.

Las pruebas de diferencia de medias indican diferencias estadísticamente significativas entre las submuestras con algún permiso y sin ningún permiso para todas las variables excepto una (*poseionarios*). Más notablemente, el promedio de la variable dependiente, *porcentaje talado*, es significativamente diferente: en promedio, el porcentaje talado de UMFs con algún permiso (0.128) fue un poco menos de dos tercios del porcentaje talado de UMFs sin ningún permiso (0.201), lo cual sugiere que los permisos pueden estar asociados con reducciones en la pérdida de cobertura

⁹ El número de permisos cayó en 2009 y 2010 porque el equipo de consultores encargados de digitalizar copias en papel de los permisos en las oficinas estatales de SEMARNAT visitó cada oficina estatal secuencialmente durante un período entre 2009 y principios de 2010. Por lo tanto, dependiendo de cuándo se visitaron las oficinas, no se incluyeron en nuestra base de datos algunos permisos otorgados en 2009 y casi todos los permisos otorgados en 2010. Para comprobar si estas brechas de datos afectan a nuestros resultados, estimamos nuestros principales modelos en primer lugar con una muestra que omita UMFs con permisos otorgados en 2009 y 2010 y en segundo lugar con una muestra que omita todas las observaciones en 2009–2012 para todas las UMFs, incluyendo tanto las tratadas como el grupo control. En ambos casos, los resultados cualitativos no cambian: no podemos identificar un efecto de los permisos en la pérdida de la cobertura forestal.

forestal. Sin embargo, esta correlación puede ser falsa porque no controla por las diferencias en las características preexistentes de las UMF que afectan la pérdida de cobertura forestal. Como acabamos de señalar, estas diferencias son significativas. Nuestra estrategia empírica tiene como objetivo controlar tanto por las características observadas como por las características no observadas pero temporalmente invariables.

Para ser estimables, los modelos de efectos fijos como el nuestro requieren una variación intragrupo significativa (aquí, dentro de UMF) (Greene 2008). La Tabla de Materiales Suplementarios A2 presenta estadísticas que miden la variación total, intragrupo y entre grupos para nuestras variables dependientes y tratamiento: *porcentaje talado* y *permiso todos los años*. Para ambas variables, la variabilidad intragrupo es de hecho significativa.

6. SUPUESTO DE TENDENCIAS COMUNES

Como se señaló anteriormente, el principal supuesto de identificación para un modelo DID es que, sin tratamiento, las tendencias en la variable dependiente serían las mismas para los grupos de tratamiento y control. Comprobamos si este supuesto se mantiene en dos períodos pretratamiento. No podemos utilizar los mismos datos de Hansen et al. (2013) que usamos para estimar los efectos del tratamiento porque esos datos comienzan en 2001. Por lo tanto, utilizamos mapas de uso de tierra a alta resolución de la agencia estadística mexicana para 1976, 1993 y 2000 (Velásquez et al. 2010) para calcular los cambios porcentuales en la cobertura forestal a nivel de UMF en los intervalos entre esos años. Las tendencias para los tratados y el grupo control pareado parecen ser bastante similares (Figura 4).

Para probar esa observación, regresamos los cambios porcentuales en la cobertura forestal sobre *algún permiso*, una variable dicotómica de tratamiento que indica si hubo algún permiso. Ajustamos modelos separados para el primer período de pretratamiento (1976-1993), el segundo período (1993-2000) y ambos períodos (1976-2000), utilizando tanto la muestra completa ($n=11,269$) como la muestra pareada ($n=1,346$). Además, ajustamos modelos separados con y sin variables control temporalmente invariables (Tabla de materiales suplementarios A3).

En general, los resultados apoyan el supuesto de tendencias comunes. En ocho de los 12 modelos de regresión, no somos capaces de identificar una diferencia estadísticamente significativa en el cambio promedio de la variable dependiente para nuestros grupos de tratamiento y control. Además, los cuatro modelos en los que el *algún permiso* es estadísticamente significativo utilizan la

muestra completa (y no la pareada); esta variable nunca es significativa cuando usamos la muestra pareada.

7. RESULTADOS

Esta sección presenta los resultados de nuestras regresiones de emparejamiento por puntaje de propensión, nuestras principales regresiones de efectos fijos, nuestro análisis de la heterogeneidad de los efectos del tratamiento, y resume los resultados de una serie de pruebas de robustez (que se discuten con más detalle en los **Materiales Suplementarios**).

7.1. Regresión de puntaje de propensión

Como se indica en la Sección 4, para cada una de las cinco regiones geográficas en nuestra área de estudio, ajustamos un modelo de probit transversal separado para estimar los puntajes de propensión utilizados para parear las UMF con algún permiso y las que nunca obtuvieron un permiso en esa región (Ecuación 1). Los resultados de estos modelos probit indican que, como sugieren las estadísticas descriptivas, nuestro tratamiento no se asignó aleatoriamente (Tabla 4). Por ejemplo, en la Región 2, las UMF con permisos tienden a tener costos de oportunidad de retener la cobertura forestal más bajos; se han creado antes; tienen menos territorio dentro de un área protegida; son menos calientes, de menor altitud, más orientadas al norte, más grandes, más lejanas de las ciudades, más cercana de las oficinas de la SEMARNAT, y más densas en carbono; tienen una mayor densidad arbórea inicial; históricamente han tenido un mayor porcentaje de su superficie total clasificada como bosque; y están ubicadas en ciertos biomas. Casi todas estas características están típicamente correlacionadas con nuestra variable dependiente, pérdida de cobertura forestal (Busch y Ferretti-Gallon 2017). Por lo tanto, es importante controlar por ellas en la estimación de los efectos del tratamiento.

El pareo basado en los puntajes de propensión generado por la Ecuación 1 mejora significativamente el equilibrio de las covariables. Antes del pareo, las medias de las covariables para el tratamiento y las submuestras de control son significativamente diferentes para 30 de las 33 covariables temporalmente invariables (Tabla 3). El sesgo estandarizado promedio para estas covariables es del 32 por ciento. Después del pareo, las medias de las covariables son significativamente diferentes para 19 de las 33 covariables temporalmente invariables, y el sesgo estandarizado promedio es del 3 por ciento. Nótese que nuestra estrategia de identificación no solo

depende del pareo y, por lo tanto, no requiere que las submuestras de tratamiento y control pareado tengan las mismas o muy similares características en promedio. Más bien, como se mencionó anteriormente, usamos el pareo para pre-procesar los datos utilizados en nuestro análisis de regresión.

7.2. Principales resultados

Estimamos modelos de efectos fijos tanto para la muestra no pareada (Modelo 1) como para la muestra pareada (Modelo 2) utilizando la variable de tratamiento *permiso todos los años*. En efecto, probamos la hipótesis nula que en promedio para toda nuestra área de estudio de 16 estados, el otorgamiento de un permiso no tiene ningún efecto sobre la tasa promedio de pérdida de cobertura forestal durante todo el período durante el cual el permiso es válido. No podemos rechazar esa hipótesis nula: *permiso todos los años* no es estadísticamente significativo en ninguno de los dos modelos (Tabla 5).

En principio, estos resultados nulos podrían indicar que, en promedio, para nuestra área de estudio de 16 estados, los permisos tienen un efecto neto insignificante en la pérdida de cobertura forestal y/o podrían reflejar una falta de poder estadístico. Para evaluar la potencia de nuestro modelo de regresión, calculamos los efectos mínimos detectables (EMD) para cada modelo (Tabla 5). Un EMD es el verdadero valor absoluto más pequeño del efecto de tratamiento que tiene al menos un X por ciento de probabilidad de producir una estimación estadísticamente significativa dado el tamaño y la variabilidad de la muestra de estudio (es decir, el verdadero valor absoluto más pequeño del efecto de tratamiento para el que hay menos de un 1-X por ciento de probabilidad de cometer un error de tipo II; Bloom 1995). Se puede calcular como un simple múltiplo del error estándar estimado del efecto de tratamiento. Siguiendo la convención (Dong y Maynard 2013), utilizamos X igual al 80 por ciento. Además, realizamos una prueba de hipótesis de dos colas con un nivel de significancia del cinco por ciento (equivalentemente, una prueba de una cola y un nivel de significancia del 2,5 por ciento). El EMD para el modelo 1 (muestra no pareada) es 0.0186 y que para el Modelo 2 (muestra pareada) es 0.0234 (Tabla 5).

Para contextualizar estos EMD, primero consideramos cómo interpretar nuestras estimaciones de efectos de tratamiento (las estimaciones puntuales de los coeficientes de *permiso todos los años*). Dada la definición de nuestra variable dependiente, éstos miden el efecto promedio anual de un permiso sobre el porcentaje de la UMF talado. Por lo tanto, los EMD para el Modelo 1

(0.0186) y el Modelo 2 (0.0234) indican que nuestras regresiones tienen el poder de identificar cambios en la pérdida de cobertura forestal mayores a aproximadamente dos centésimas de un punto porcentual por año.

Para poner estos cambios de puntos porcentuales en contexto, los expresamos como porcentajes de la tasa de pérdida de cobertura forestal contrafactual (el promedio de los valores estimados de la variable dependiente con todas las variables de tratamiento igualadas a cero), que para la muestra no pareada es 0.197 (y es aproximadamente igual al promedio de la variable dependiente en nuestra muestra de regresión; Tabla 3). Los EMD normalizados de esta manera oscilan entre el 10 por ciento (modelo 1) y el 18 por ciento (modelo 2). La implicación es que nuestros modelos tienen el poder de identificar cambios en la pérdida de la cobertura forestal superiores al 10 y hasta 18 por ciento sobre la línea base.

Por último, para una perspectiva adicional, podemos expresar EMD como hectáreas de bosque perdido simplemente multiplicándolas por el tamaño promedio de las UMF en nuestra muestra de regresión (3,162 ha para la muestra no pareada y 7,499 ha para la muestra pareada). Los resultados implican que nuestros modelos tienen el poder de identificar cambios en la pérdida de cobertura forestal mayores a 0.6 y hasta 1.8 hectáreas por año.

Por lo tanto, nuestro análisis del poder estadístico sugiere que podemos estar seguros de que para toda nuestra área de estudio de 16 estados, la concesión de un permiso forestal no causa cambios anuales promedio en la pérdida de cobertura forestal mayores a un décimo y hasta un-sexto de la tasa de la pérdida de cobertura forestal de línea base, lo que para la UMF de tamaño promedio se traduce en cambios mayores a 0.6 y hasta 1.8 hectáreas al año. Nuestros modelos serían capaces de identificar tales efectos el 80 por ciento del tiempo.

7.3. Heterogeneidad del efecto del tratamiento

En principio, tanto la magnitud como la dirección del efecto neto de los permisos sobre la pérdida de cobertura forestal podrían depender de las características de la UMF. Como se explica en la Sección 4, utilizamos el efecto de interacción para probar dicha heterogeneidad (Ecuación 3). Para simplificar, nos basamos en nuestra muestra pareada y en la variable dicotómica de tratamiento acumulado utilizada en nuestro modelo principal, *permiso todos los años*.

7.3.1. Regiones

Comenzamos probando si los efectos promedio del tratamiento varían según las regiones geográficas (Tabla 6). Los coeficientes de interacción de la región son positivos y significativos para la región sur (Modelo 4) y negativos y significativos para la región norte (Modelo 6) y la región Pacífico (Modelo 7). La implicación es que en cada una de estas tres regiones, los permisos tienen un efecto neto más positivo o más negativo en la pérdida de cobertura forestal que en todas las demás regiones.

Una pregunta aparte es si el efecto neto de los permisos en alguna de estas regiones es significativamente diferente de cero. Los efectos marginales indican que es el caso sólo para la región sur. Sin embargo, esta región representa el 42 por ciento de las UMF en nuestra muestra de regresión pareada (Tabla 3). En la región sur, los permisos aumentan la pérdida de cobertura forestal en cuatro centésimas de punto porcentual por año en comparación con lo que habría sido sin el permiso (la tasa de pérdida de cobertura forestal contrafactual), un aumento del 26 por ciento. Para la UMF de tamaño promedio en la muestra pareada (7.499 hectáreas), esto equivale a 2,6 hectáreas adicionales de pérdida de cobertura forestal por año.

7.3. 2. Otras características de la UMF temporalmente invariables

En cuanto a otras características invariables de la UMF (Tabla 7), encontramos que los permisos tienen un efecto positivo más fuerte en la pérdida de cobertura forestal en las UMF donde el costo de oportunidad de retener la cobertura forestal es mayor (Modelo 8), la marginalidad es mayor (Modelo 9), el traslape con las áreas protegidas nacionales es menor (Modelo 10), las precipitaciones históricas son más altas (Modelo 11), y la UMF no está en el bioma 13, caracterizados por desiertos y matorrales (Modelo 13).

Sólo en uno de estos cinco modelos, el Modelo 8, el cual interactúa el permiso con los costos de oportunidad, es el efecto marginal de los permisos estadísticamente significativo cuando se evalúa en el promedio del valor de la covariable en cuestión. Sin embargo, en tres modelos que interactúan *permiso todos los años* con covariables continuas: Modelo 8 (costo de oportunidad), Modelo 9 (marginalidad) y Modelo 10 (lluvia histórica)—los efectos marginales de los permisos son estadísticamente significativos en un rango sustancial de la distribución de la covariable continua (Figura 5).

En el Modelo 8, los permisos tienen un efecto positivo en la pérdida de cobertura forestal en las UMF donde el *costo de oportunidad* supera alrededor de 90 pesos por hectárea. El cincuenta y

ocho por ciento de las UMF de nuestra muestra de regresión no pareada cumplen ese criterio (Figura 5). El efecto de interacción estimado (0.0003) implica que por cada 100 pesos adicionales en el costo de oportunidad aumenta la pérdida de cobertura forestal en aproximadamente tres centésimas de punto porcentual por año en comparación con la tasa contrafactual, un aumento del 23 por ciento. Para las UMF de tamaño promedio, ese incremento equivale a 2,3 hectáreas adicionales de pérdida de cobertura forestal por año.

En el Modelo 9, los permisos tienen un efecto negativo en la pérdida de cobertura forestal para las UMF donde la *marginalidad* es menor que aproximadamente uno (el nueve por ciento de nuestra muestra de regresión cumple ese criterio) y un efecto positivo cuando supera aproximadamente tres (el 19 por ciento de nuestra muestra de regresión cumple ese criterio) (Figura 5). El efecto de interacción estimado (0,0198) implica que cada aumento unitario adicional en el índice de marginalidad aumenta la pérdida de cobertura forestal en aproximadamente dos centésimas de punto porcentual por año en comparación con la tasa contrafactual, un aumento del 15 por ciento. Para la UMF de tamaño promedio, ese incremento equivale a 1,5 hectáreas adicionales de pérdida de cobertura forestal por año.

Por último, en el Modelo 11, los permisos tienen un efecto negativo en la pérdida de cobertura forestal para las UMF donde las *precipitaciones históricas* son inferiores a unos 50 mm por año (el 13 por ciento de nuestra muestra de regresión cumple con ese criterio) y un efecto positivo cuando supera unos 120 mm por año (el 32 por ciento de nuestra muestra de regresión cumple ese criterio) (Figura 5). El efecto de interacción estimado (0.0005) implica que cada 100 mm adicionales de lluvia por año aumenta la pérdida de cobertura arbórea en aproximadamente cinco centésimas de punto porcentual por año en comparación con la tasa contrafactual, un aumento del 38 por ciento. Para la UMF de tamaño promedio, ese incremento equivale a 3,8 hectáreas adicionales de pérdida de cobertura forestal por año.

Resumiendo nuestros resultados hasta ahora, encontramos que aunque los permisos no tienen ningún efecto neto discernible sobre la pérdida de cobertura forestal para toda nuestra región de estudio de 16 estados, tienen efectos netos significativos en subgrupos de UMF definidos por covariables temporalmente invariables. Los permisos aumentan la pérdida de cobertura arbórea entre las UMF de la región sur, en zonas donde los costos de oportunidad de la retención de la cobertura forestal son al menos moderados (más de 90 pesos por hectárea), aquellos donde la marginalidad es relativamente alta (más de tres), y aquellas donde las precipitaciones históricas

promedio son relativamente altas (más de 110 mm por año). Los permisos disminuyen la pérdida de cobertura forestal entre las UMF donde la marginalidad es bastante baja (menos de una) y en las UMF donde las precipitaciones históricas son bastante bajas (menos de unos 50 mm por año).

7.3. 3. Moderadores y mecanismos

¿Qué implican nuestras conclusiones sobre la heterogeneidad del efecto del tratamiento sobre los moderadores y los mecanismos del efecto de los permisos en la pérdida de la cobertura forestal? En primer lugar, es importante tener en cuenta que las características de la UMF asociadas con los efectos netos positivos (*región sur* = 1, *costo de oportunidad* > 90 pesos por ha, *marginalidad* > 3, y las *precipitaciones históricas* > 110 mm por año) están fuertemente correlacionadas entre sí y todas apuntan al mismo conjunto de UMF en nuestra muestra de regresión, las de la región sur. En nuestra muestra de regresión no pareada, los coeficientes de correlación simple entre la *región sur* y las otras covariables en cuestión (*costo de oportunidad*, *marginalidad* y *precipitaciones históricas*) superan 0,39 (Tabla de materiales suplementarios A4). Además, entre el 27 y el 53 por ciento de las UMF de la región sur tienen estas características, mientras que sólo entre tres y 15 de las UMF fuera de la región sur las tienen (Tabla de Materiales Complementarios A5). El panel inferior de la Figura 5, que superpone las distribuciones de las UMF en nuestra muestra de regresión no pareada en la región sur (línea roja) y en otras regiones (línea azul), hace ese punto gráficamente: la línea roja se encuentra muy por encima de la línea azul en la parte relevante de la distribución.

Debido a que las características de la UMF temporalmente invariables asociadas con un efecto positivo de los permisos sobre la pérdida de cobertura forestal están fuertemente correlacionadas entre sí, es difícil distinguir entre las que realmente pueden moderar ese efecto y las que simplemente pueden tener una correlación espuria.

A pesar de ello, la teoría del cambio descrita en la Sección 3 respalda un caso intuitivo de que al menos dos de estas características de la UMF (*costo de oportunidad* y *marginalidad*) moderan el efecto de los permisos y la pérdida de cobertura forestal (Figura 1). Uno esperaría que *el costo de oportunidad* esté fuertemente vinculado con la demanda inicial de tierra desmontada, que en nuestra teoría del cambio modera el efecto de los permisos sobre la demanda de tierras desmontadas, un resultado intermedio que a su vez genera la pérdida de la cobertura forestal. Como se señala en la sección 3, la razón es simplemente que en el caso de las UMF, donde los

retornos a los pastos y la agricultura son relativamente altos en la línea de base, es probable que la concesión de un permiso forestal sea menos eficaz para detener la propagación de estos usos de la tierra al elevar el retorno a los bosques.

Además, cabe esperar que la *marginalidad* esté fuertemente vinculada con la gobernanza forestal inicial, que en nuestra teoría del cambio modera el efecto de los permisos en la gobernanza forestal, un resultado intermedio que, a su vez, genera la pérdida de cobertura forestal. La razón es que las características socioeconómicas que el índice de marginalidad pretende captar, incluyendo alfabetización, educación, pobreza, ingresos y proximidad a otros hogares, probablemente afectan la capacidad de una UMF para una gobernanza forestal significativa, lo que requiere recursos financieros, humanos y políticos para apoyar la planificación, el monitoreo y la aplicación de la ley.

Por lo tanto, aunque no podemos identificar definitivamente los mecanismos causales del efecto de los permisos sobre la pérdida neta de cobertura forestal, tomados en conjunto, los resultados de nuestro análisis de la heterogeneidad del efecto de tratamiento (cuadros 6 y 7) junto con nuestra teoría del cambio (Figura 1) sugieren que estos mecanismos implican que la demanda de tierras desmontadas y la gobernanza forestal, y que los niveles iniciales de estos factores moderan el vínculo entre los permisos y la pérdida neta de cobertura forestal.

7.4. Pruebas de robustez

Como se detalla en los **Materiales Suplementarios**, para verificar la robustez de nuestros principales resultados, estimamos una variedad de modelos adicionales. En general, los resultados sugieren que nuestros resultados nulos son, de hecho, robustos. No podemos identificar efectos estadísticamente significativos en los modelos DID a nivel nacional que buscan: i) efectos a más largo plazo (agregando años individuales en épocas de tres años); (ii) efectos promedio multianuales que se producen en los primeros años de validez de un permiso (mediante el uso de variables dicotómicas de tratamiento alternativo); (iii) efectos anticipatorios multianuales promedio que se produzcan en los dos años anteriores a la concesión de un permiso (utilizando otra variable dicotómica de tratamiento alternativo); (iv) sensibilidad al contagio espacial (al eliminar todas las UMF sin permiso dentro de una zona de amortiguación de 5 km de distancia alrededor de cada UMF con algún permiso); y (v) sensibilidad a la heterogeneidad no observada (mediante la estimación de un modelo que incluye sólo las UMF con algún permiso). Sin embargo, un análisis de modelos de eventos a nivel nacional que analiza efectos que ocurren en años individuales o

conjuntos de años sugiere que a partir del cuarto año después de la concesión de un permiso, éstos aumentan la pérdida de cobertura forestal en una cantidad modesta en comparación con su efecto en el año anterior a la concesión.

8. DISCUSIÓN

Hemos utilizado datos espaciales de panel, junto con modelos DID pareados para medir el efecto de los permisos forestales otorgados después de 2001 en la pérdida de cobertura forestal en México de 2001 a 2012. Aprovechando la oportunidad que brinda el régimen de tenencia forestal algo inusual de México, nos hemos enfocado en UMF comunal, que administran la mayoría de los bosques de México, y en los 16 estados con más bosques. Hasta donde sabemos, el nuestro es uno de los pocos estudios cuasi-experimentales del efecto neto de la extracción regulada de madera en la pérdida de cobertura forestal y el primero que analiza una muestra nacional de UMF mexicanas.

Encontramos una correlación simple negativa entre los permisos y la pérdida de cobertura forestal: la pérdida de cobertura forestal porcentual anual promedio para las UMF con algún permiso es aproximadamente un tercio más bajo que para las UMF sin ningún permiso. Sin embargo, también encontramos diferencias significativas en las características preexistentes de las UMF con algún permiso. Por ejemplo, en comparación con las UMF sin ningún permiso, tienden a estar en municipios que están clasificados como más "*marginales*"; a tener más *ejidatarios* o *comuneros*; a tener menores *costos de oportunidad* de retener la cobertura forestal; a haber evitado la *parcelación*; a ser más grandes y más alejados de las ciudades y oficinas de los reguladores; tener mayor *densidad arbórea*; y estar en diferentes *biomas*. Tales características preexistentes de las UMF con algún permiso, cualquiera de las cuales puede afectar a la pérdida de cobertura forestal, destacan el riesgo de inferir que son los permisos en sí mismos, y no las características preexistentes de la UMF, los que impulsan la simple correlación negativa entre los permisos y la pérdida de cobertura forestal.

Nuestros modelos DID, que controlan por los factores de confusión observables y no observables (fijos en el tiempo) y que prueban los efectos anuales promedio en el transcurso de un permiso o conjunto de permisos sucesivos, generan resultados nulos en nuestra muestra nacional (16-estados). Este hallazgo es robusto para varias especificaciones del modelo, incluyendo aquellas que controlan por el contagio espacial, utilizan diferentes estrategias de pareo, buscan efectos sólo en ciertos años de la validez un permiso, y exploran efectos a lo largo épocas más largas que un

año. Los cálculos de los efectos mínimos detectables indican que es poco probable que nuestro resultado de efecto nulo a nivel nacional se deba a la falta de potencia estadística: nuestros modelos tienen el poder de identificar efectos en el orden de una décima a una sexta parte de la tasa de pérdida de cobertura forestal de línea base. Aunque no somos capaces de identificar efectos a nivel nacional, sí detectamos efectos significativos en los subgrupos definidos por, entre otras cosas, los niveles de pobreza y los costos de oportunidad de retener la cobertura forestal, hallazgos que sugieren que la gobernanza forestal y la demanda de tierras desmontadas moderan los efectos de los permisos en la pérdida neta de cobertura forestal. Por último, el análisis de los modelos de eventos a nivel nacional indican que aunque los permisos pueden tener efectos promedio insignificantes a lo largo de su vida útil, a partir del cuarto año después de su adjudicación, aumentan la pérdida de cobertura forestal en una cantidad modesta en comparación con su efecto en el año anterior a su adjudicación.

Nuestro análisis tiene limitaciones. En primer lugar, debido a los datos y las limitaciones metodológicas, nuestra muestra de estudio es un subgrupo de todas las UMF mexicanas que alguna vez recibieron permisos, ya que comprende sólo las UMF que recibieron permisos después de 2001 y que nunca fueron certificadas por el *Forest Stewardship Council*. En principio, nuestros resultados podrían ser diferentes si examinamos las UMF a las cuales se concedió un permiso antes de 2001. En segundo lugar, nuestra variable dependiente solo mide la pérdida de cobertura forestal. No arrojan luz sobre la degradación de los bosques—que también puede comprometer los servicios ecosistémicos forestales como el secuestro de carbono y el suministro de hábitat de biodiversidad—y no distinguen entre plantaciones agroforestales, las plantaciones de bosques y los bosques naturales. Y por último, nuestros modelos DID no controlan los factores de confusión no observados que varían temporalmente y que podrían sesgar nuestros resultados¹⁰. A pesar de estas limitaciones, creemos que nuestro análisis representa una contribución significativa a escasa

¹⁰ Por ejemplo, en principio, la concesión de un permiso podría estar correlacionada temporalmente con cambios en la gobernanza forestal, y en particular con lapsos en la gobernanza, que hacen que los líderes de la UMF soliciten permisos. En ese caso, nuestras variables de permiso estarían recogiendo el efecto no sólo del permiso, sino también del lapso contemporáneo de la gobernanza, y como resultado, nuestro efecto de tratamiento estimado estaría sesgado hacia arriba (es decir, niveles más altos de pérdida de cobertura forestal). Sin embargo, las correlaciones crudas entre nuestras variables pérdida de cobertura forestal proporcionan alguna garantía. Si nuestra variable de tratamiento tendiera a estar correlacionada temporalmente con lapsos en la gobernanza forestal, y por lo tanto estuviera recogiendo sus efectos, entonces uno podría esperar que la simple correlación transversal entre los permisos y pérdida de la cobertura forestal sea positiva. Sin embargo, es negativa—es decir, la tasa promedio de pérdida de cobertura forestal es menor para las UMF con algún permiso que para las que nunca obtuvieron un permiso. Agradecemos a un revisor anónimo por esta observación.

evidencia de los efectos de la extracción regulada de madera en variables forestales en países en desarrollo.

¿Qué explica nuestros resultados nulos en nuestra muestra nacional? Una explicación definitiva está fuera del alcance de nuestro estudio, por lo que nuestra discusión aquí es especulativa. Dicho esto, creemos que el peso de las pruebas presentadas anteriormente sugiere que obtenemos este resultado porque los efectos netos discernibles de los permisos sobre la pérdida de cobertura forestal (i) se limitan a subgrupos, ii) son pequeños y iii) tienen efectos compensatorios en diferentes subgrupos. Como resultado, estos efectos de subgrupo "se esfuman" en nuestra muestra nacional.

En cuanto al primer y tercer punto, como se discutió anteriormente, pudimos identificar cuatro subgrupos donde los permisos tienen un efecto positivo en la pérdida de cobertura forestal: ubicado en la *región sur*, *costo de oportunidad* > 90 pesos por ha, *marginalidad* > 3, y *lluvia histórica* > 110 mm por año. Estos subgrupos constituyen entre el 19 y el 58 por ciento de la muestra. Identificamos dos subgrupos donde los permisos tienen un efecto negativo: *marginalidad* < 1, y *precipitaciones históricas* < 50 mm por año. Estos subgrupos constituyen entre el nueve y el 13 por ciento de la muestra. Como se mencionó anteriormente, estos efectos de subgrupo son consistentes con el marco conceptual que sustenta nuestra teoría del cambio.

En cuanto al segundo punto, los efectos netos de los permisos sobre la pérdida de cobertura forestal en estos subgrupos son pequeños tanto porque el nivel de referencia de la pérdida de cobertura forestal en las UMF comunal en nuestra muestra es relativamente bajo como porque los efectos netos marginales de los permisos en estos subgrupos son modestos. En la muestra no pareada, la tasa de referencia de la pérdida de cobertura forestal es de dos décimas de un punto porcentual por año, equivalente a seis hectáreas para la UMF de tamaño promedio (Tabla 3). En cada uno de los cuatro subgrupos donde los permisos aumentan la pérdida de cobertura forestal, el aumento neto promedio de la pérdida de cobertura forestal debido a la concesión de un permiso (ponderado por el número de UMF en cada punto de la distribución) oscila entre 2,2 y 3,8 hectáreas adicionales al año (Figura 5). Una razón importante por la que la magnitud de estos efectos positivos es modesta puede ser que en las UMF comunal mexicanas la tala es limitada. Más de tres cuartas partes de nuestra muestra se basa exclusivamente en la tala selectiva, únicamente un quinto utiliza el método de árbol de semillas (que implica la tala rasa pero deja algunos árboles maduros para la regeneración) o una combinación de árbol de semillas y corta selectiva, y ninguna UMF

depende exclusivamente de tala rasa (Tabla 1). En el caso de las UMF pertenecientes a subgrupos en los que encontramos efectos negativos, la pérdida neta promedio en cobertura forestal debido a la concesión de un permiso oscila entre 1,8 y 2,2 hectáreas adicionales al año (Figura 5).

¿Cuáles son las implicaciones de política de nuestros resultados? Como discutimos a continuación, la validez externa es una limitación. Dicho esto, los resultados nulos a nivel nacional sugieren que, aunque la extracción regulada de madera no puede conservar los bosques tropicales, como han sugerido algunos defensores (Dickinson et al. 1996; Chazdon 1998; 2001; Putz 2004), tampoco es probable que acelere drásticamente la tala, como han argumentado los críticos (Rice et al. 1997; 1998; Bawa y Seidler 1998). Esta conclusión es relevante para diversas ramas de la literatura de conservación forestal debatidas en los **Materiales Complementarios**, incluida la del manejo forestal sostenible. Como se señaló en ese debate, nuestro estudio examina una de las principales intervenciones de política en las que se centra la literatura del MFS: la silvicultura comunitaria. También complementa un estudio reciente que usa datos y métodos similares para probar el efecto en México de otra intervención de MFS a nivel de industria: la certificación forestal (Blackman et al. 2018). Al igual que el presente análisis, ese estudio no encuentra un efecto promedio significativo a nivel nacional. Por lo tanto, en conjunto, estos dos análisis sugieren un marco más general de las implicaciones de política articuladas anteriormente: en al menos algunos países, aunque las intervenciones del MFS no exacerban la pérdida de cobertura forestal en promedio, tampoco la reducen significativamente. Esa conclusión está en línea con cierta literatura emergente que aporta evidencia cuasi-experimental en algunos países (por ejemplo, Perú; véase Panlasigui et al. 2018) pero no con otros (por ejemplo, Guatemala; véase Fortmann et al. 2017). Identificar los determinantes de la efectividad promedio del MFS a nivel de país es una dirección fructífera para futuras investigaciones.

Aparte de nuestro resultado nulo a nivel nacional, nuestro análisis de la heterogeneidad del efecto de tratamiento sugiere que las características geofísicas y socioeconómicas observables de la UMF pueden ayudar a predecir las condiciones bajo las cuales la extracción regulada de madera tiene un efecto significativo en la pérdida de cobertura forestal. Específicamente, sugiere que la extracción regulada puede exacerbar la pérdida de cobertura forestal en áreas caracterizadas por altos costos de oportunidad de preservar la cobertura forestal y altos niveles de pobreza, y puede ayudar a conservar la cobertura forestal en áreas donde ocurre lo contrario.

Es importante mencionar una advertencia a nuestra discusión sobre las implicaciones de política: la validez externa es una preocupación porque el sector forestal de México es diferente al de la mayor parte del sur global. Como se explica en las secciones 2 y 3, en la mayoría de los países en desarrollo, las tierras forestales tienden a ser propiedad de y administradas por el Estado, y la extracción regulada de madera tiende a llevarse a cabo mediante concesiones industriales a gran escala (White y Martin 2001; van Hensbergen 2016)¹¹. Por el contrario, la mayor parte de las tierras forestales de México son propiedad de y están administradas por comunidades locales: los ejidos y comunidades que constituyen nuestra muestra de estudio. Y estas UMF tienden a ser pequeñas en relación con las concesiones industriales. Como resultado, nuestros hallazgos pueden ser más relevantes en zonas con bosques comunales manejados a escala relativamente pequeña.

Dicho esto, no creemos que nuestros hallazgos sean relevantes *sólo* para tales áreas. Más bien, arrojan al menos algo de luz sobre el caso más común de los bosques de propiedad estatal y las concesiones industriales. La razón es que en las UMF comunal de México, como en muchos bosques de propiedad estatal en el sur global, los principales impulsores de la pérdida de cobertura forestal son la tala no autorizada y el cambio de uso de suelo en áreas donde los derechos de propiedad no están en manos de hogares individuales. Como se señala en la Sección 2, la expansión no autorizada de la agricultura y los pastos en la porción común de las UMF comunal es la principal causa de pérdida de cobertura forestal (Alix-García 2007). Por lo tanto, nuestro estudio concierne a la hipótesis central defendida por quienes guardan la visión de "usar o perder los bosques", es decir que el manejo forestal regulado previene la tala no autorizada y el cambio de uso de suelo en regímenes de acceso cuasiabierto de facto.

¹¹ Más de dos tercios de los bosques de los países en desarrollo son propiedad del Estado y son administrados por ellos (White y Martin 2001).

REFERENCIAS

- Alix-Garcia, Jennifer. 2007. A spatial analysis of common property deforestation. *Journal of Environmental Economics and Management* 53:141–57.
- Alix-Garcia, Jennifer, Alain De Janvry, and Elisabeth Sadoulet. 2005. A tale of two communities: Explaining deforestation in Mexico. *World Development* 33 (2): 219–35.
- Anta Fonseca, Salvador. 2006. Forest certification in Mexico. In *Confronting sustainability: Forest certification in developing and transitioning countries*, ed. B. Cashore, F. Gale, E. Meidinger, and D. Newsom. Report 8, Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, CT.
- Bawa, Kamaljit, and Reinmar Seidler. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12:46–55.
- Blackman, Allen and Laura Villalobos. 2021. Use forests or lose them? Regulated timber extraction and tree cover loss in Mexico. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 8(1): 125-163.
- Blackman, Allen, Leonard Goff, and Marisol Rivera. 2018. Does eco-certification stem tropical deforestation? Forest Stewardship Council certification in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 89:306–33.
- Bloom, Howard. 1995. Minimum detectable effects. *Evaluation Review* 19 (5): 547–56.
- Bowles, Ian, Richard Rice, Russell Mittermeier and Gustavo da Fonseca. 1998. Logging and tropical forest conservation. *Science* 280:1899–900.
- Bray, David Barton, and Leticia Merino-Pérez. 2002. The rise of community forestry in Mexico: History, concepts, and lessons learned from twenty-five years of community timber production. Report in partial fulfillment of Grant No. 1010-0595, Ford Foundation.
- Bray, David Barton, Camille Antinori and Juan Manuel Torres-Rojo. 2006. The Mexican model of community forest management: The role of agrarian policy, forest policy and entrepreneurial organization. *Forest Policy and Economics* 8 (4): 470–84.
- Busch, Jonah, and Kalifi Ferretti-Gallon. 2017. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. *Review of Environmental Economics and Policy* 11 (1): 3–23.
- Carrillo Anzures, Fernando Carrillo, Miguel Acosta Mireles, Eulogio Flores Ayala, Juan Manuel Torres Rojo, Dora Ma. Sangerman-Jarquín, Lucila González Molina and Enrique Buendía

- Rodríguez. 2017. Characterization of forest producers in 12 states of the Mexican Republic. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 88 (7): 1561–73.
- Cartus, Oliver, Josef Kelldorfer, Wayne Walker, Carol Franco, Jesse Bishop, Lucio Santos, and José Maria Michel Fuentes. 2014. A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing* 6 (6): 5559–88.
- Cervigni, Raffaello, and Adolfo Brizzi. 2001. Biodiversity. In *Mexico: A comprehensive development agenda for the new era*, ed. M. Guigale, O. Lafourcade, and V. Nguyen. Washington, DC: World Bank, Chapter 27.
- Chazdon, Robin. 1998. Tropical forests—log 'em or leave 'em? *Science* 281:1295–96.
- Cochrane, William, and Donald Rubin. 1973. Controlling bias in observational studies: A review. *Sankhya* 35:417–44.
- Cook, Thomas, William Shadish and Vivian Wong 2008. Three conditions under which experiments and observational studies often produce comparable causal estimates: New findings from within-study comparisons. *Journal of Policy Analysis and Management* 27 (4): 724–50.
- Cubbage, Fredrick, Robert Davis, Ddiana Rodriguez Paredes, Ramon Mollenhauer, Yoanna Kraus Elsin, Gregory Frey, Ignacio Gonzlaez Hernández, Humberto Albarrán Hurtado, Albarran Mercedes Salazr Cruz and Diana Nacibe Chemor Cruz. 2015. Community forestry enterprises in Mexico: Sustainability and competitiveness. *Journal of Sustainable Forestry* 34 (6-7): 623–50.
- Dickinson, Mathew, Joshua Dickinson and Francis Putz. 1996. Natural forest management as a conservation tool in the tropics: Divergent views on possibilities and alternatives. *Commonwealth Forestry Review* 75 (4): 309–15.
- Deryugina, Tatyana. 2017. The fiscal cost of hurricanes: Disaster aid versus social insurance. *American Economic Journal: Economic Policy* 9 (3): 168–98.
- Dong, Nianbo, and Rebecca Maynard. 2013. PowerUp! A tool for calculating minimum detectable effect sizes and minimum required sample sizes for experimental and quasi-experimental design studies. *Journal of Research on Educational Effectiveness* 6 (1): 24–67.
- Edwards, David, Joseph Tobias, Douglas Sheil, Erik Meijaard and William Laurance. 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 29:511–20.

- Farr, Tom G., et al. 2007. The shuttle radar topography mission. *Reviews of Geophysics* 45.
- Ferraro, Paul, and Juan Jose Miranda. 2017. Panel data designs and estimators as substitutes for randomized controlled trials in the evaluation of public programs. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4 (1): 281–314.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2011. State of the world's forests 2011. Rome.
- . 2015. Global forest resource assessment 2015: How are the world's forests changing? Rome.
- Fortmann, Lea, Brent Sohngen and Douglas Southgate. 2017. Assessing the role of group heterogeneity in community forest concessions in Guatemala's Maya Biosphere Reserve. *Land Economics* 93: 503–26.
- García-Barrios, Luis, Yankuik Galván-Miyoshi, Ingrid Valdivieso-Pérez, Omar Masera, Gerardo Bocco and John Vandermeer. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: The Mexican experience. *Bioscience* 59:863–73.
- Geist, Helmut, and Eric Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52 (2): 143–49.
- Gonzalez Pacheco, Cuauhtémoc. 1981. La explotación forestal en Mexico. *Revista del Mexico Agrario* 14 (4): 11–40.
- Greene, William. 2008. *Econometric analysis*, 6th ed. Saddle River, NJ: Prentice-Hall.
- Griscom, Bronson, and Robert Goodman. 2015. Reframing the sharing vs sparing debate for tropical forestry landscapes. *Journal of Tropical Forest Science* 27 (2): 145–47.
- Griscom, Bronson, Robert. Goodman, Zuzana Burivalova and Francis Putz. 2017. Carbon and biodiversity impacts of intensive versus extensive tropical forestry. *Conservation Letters* 1–16. doi:10.1111/conl.12362.
- Hansen, Matt, Peter Potapov et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342 (15 November): 850–53.
- Hernández-Aguilar, José Antonio, Hector Cortina-Villar, Luis García-Barrios and Miguel Angel Castillo-Santiago. 2017. Factors limiting formation of community forestry enterprises in the southern Mixteca region of Oaxaca, Mexico. *Environmental Management* 59 (3): 490–504.
- Hijmans, Rorbert., Susan Cameron, Juan Parra, Peter Jones and Andy Jarvis. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–78.

- Ho, Daniel, Kosuke Imai, Gary King and Elizabeth Stuart. 2007. Matching as nonparametric preprocessing for reducing model dependence in parametric causal inference. *Political Analysis* 15:199–236.
- Honey-Rosés, Jordi. 2009. Illegal logging in common property forests. *Society and Natural Resources* 22(10): 916–30.
- Huffman, George J., E.F. Stocker, D.T. Bolvin, E.J. Nelkin, and R.F. Adler. 2012 (updated 2013). *TRMM Version 7 3B42 and 3B43 Data Sets*. Greenbelt, MD: NASA/GSFC.
- Imbens, Guido, and Jeffrey Wooldridge. 2009. Recent developments in the econometrics of program evaluation. *Journal of Economic Literature* 47 (11): 5–86.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2013. Digitized SEMARNAT forestry permits for 16 Mexican States. Mexico, DF: INECC.
- Klooster, Daniel. 2000. Community forestry and tree theft in Mexico: Resistance or complicity in conservation. *Development and Change* 31:285–305.
- . 2003. Campesinos and Mexican forest policy during the twentieth century. *Latin American Research Review* 38 (2): 94–126.
- Madrid, Lucia, Juan Manuel Núñez, Gabriela Quiroz and Yosú Rodríguez. 2010. La propiedad social forestal en México. *Investigación Ambiental* 1 (2): 179–96.
- Martínez, Luisa, Octavio Pérez-Maqueob, Gabriela Vázquez, Gonzalo Castillo-Campos, José García-Franco, Klaus Mehlreter, Miguel Equihua and Rosario Landgrave. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258 (9, 10): 1856–63.
- Mohren, Frits. 2019. Use tropical forests or lose them. 2019. *Nature Sustainability* 2: 12–13.
- Muñoz-Piña, Carlos, Alain de Janvry and Elisabeth Sadoulet. 2003. Recrafting rights over common property resources in Mexico. *Economic Development and Cultural Change* 52(1): 129–58.
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). 2001. Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). MOD11A2. Sioux Falls, SD: USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center.
- Navarrete, José-Luis, Isabel Ramírez, Diego Pérez-Salicrup. 2011. Logging within protected areas: Spatial evaluation of the monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management* 262: 646–654.

- Nelson, Andrew. 2008. Estimated travel time to the nearest city of 50,000 or more people in year 2000. Ispra, Italy: Global Environment Monitoring Unit–Joint Research Centre of the European Commission.
- Olson, David., et al. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. *Bioscience* 51 (11): 933–38.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2003. *Mexico environmental performance review*. Paris.
- Ortega Díaz, Araceli. 2014. Assessment of the different measures of poverty in Mexico: Relevance, feasibility and limits. NOPOOR working paper no. 9.
- Panlasigui, Stephanie, Jimena Rico-Straffon, Alexander Pfaff, Jennifer Swenson and Colby Loucks. 2018. Impacts of certification, uncertified concessions, and protected areas on forest loss in Cameroon, 2000 to 2013. *Biological Conservation* 227:160–66.
- Paquette, Alain, and Christian Messier. 2009. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:27–34.
- Putz, Francis. 2004. Are you a conservationist or a logging advocate? In *Working forests in the Neotropics: Conservation through sustainable management?* ed. D. Zarin, R. Janaki, R. Alavalapati, F.E. Putz, and M. Schmink. New York: Columbia University Press, 15–30.
- Putz, Francis, Geoffry Blate, Kent Redford, Robert Fimbel, and John Robinson. 2001. Biodiversity conservation in the context of tropical forest management. *Conservation Biology* 15:357–85.
- Registro Agrario Nacional (RAN). No date. Land tenure data.
- Rice, Richard, Robert Bullison and John Reed. 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American* 276: 34–39.
- Rogers, Patricia. 2014. Theory of Change. Methodological Briefs: Impact Evaluation 2. UNICEF Office of Research. Florence.
- Rosenbaum, Paul and Donald Rubin. 1983. The central role of the propensity score in observational studies for causal effects. *Biometrika* 70: 41–55.
- Runting, Rebecca, Ruslandi, Bronson Griscom, Matthew Struebig, Musnanda Satar, Erik Meijaard, Zuzana Burivalova, Susan Cheyne, Nicolas Deere, Edward Game, Francis Putz, Jessie Wells, Andreas Wilting, Marc Ancrenaz, Peter Ellis, Faisal Khan, Sara Leavitt, Andrew Marshall, Hugh Possingham, James Watson and Oscar Venter 2019. Larger gains from

- improved management over sparing–sharing for tropical forests. *Nature Sustainability* 2:53–61.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2018. Aprovechamiento para recursos maderables en ejidos y/o comunidades agrarias sin Manifestación de Impacto Ambiental (MIA). Available at: <https://www.gob.mx/tramites/ficha/solicitud-de-aprovechamiento-para-recursos-maderables-en-ejidos-y-o-comunidades-agrarias-sin-mia/SEMARNAT241>
- Torres-Rojo, Juan Manuel, ed. 2015. Desarrollo forestal comunitario: La política pública. México City: CIDE.
- van Hensbergen, Berty. 2016. Forest concessions: Past, present and future? Forestry Policy and Institutions Working Paper, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Velázquez, Alejandro, Jean-François Mas, Gerardo Bocco, José Luis Palacio-Prieto. 2010. Mapping land cover changes in Mexico, and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31 (2): 152–62.
- Vidal, Omar, José Lopez-Garcia and Eduardo Rendon-Salinas. 2013. Trends in deforestation and forest degradation after a decade of monitoring in the monarch butterfly biosphere reserve in Mexico. *Conservation Biology* 28(1): 177–86.
- White, Andy, and Alejandro Martin. 2002. Who owns the world’s forests? Forest tenure and public forests in transition. Washington, DC: Forest Trends.

Tabla 1. Sistemas silviculturales usados por las unidades de manejo forestal (UMF) con permisos forestales en la muestra de regresión (n = 673 UMF)^a

Sistema silvicultural	Porcentaje
Tala selectiva ^b	77
Árbol semillero ^c	12
Tala selectiva y árbol semillero	8
Tala rasa	0
Otro	3
Total	100

^aUMF comunal en los 16 estados mexicanos con mayor cobertura forestal; ver Sección 5.2.

^bImplica el aprovechamiento de árboles selectos únicamente, mientras que los árboles vecinos quedan intactos.

^cImplica la tala rasa dejando algunos árboles en pie para la regeneración del bosque.

(Fuente: INECC 2013)

Tabla 2. Variables (†varían temporalmente)

Variable	Descripción	Unidades	Fuente	Escala	Años
DEPENDIENTE					
<i>porcentaje talado</i> †	% del área de la UMF talada en año t	%	Hansen et al. (2013)	30m	2001–2012
TRATAMIENTO					
<i>permiso todos los años</i> †	Permiso vigente en año t?	0/1	INECC	UMF	2001–2010
<i>permiso temprano</i> †	Permiso otorgado ≤ 5 años antes de t?	0/1	INECC	UMF	2001–2010
<i>permiso anticipatorio</i> †	Primer permiso otorgado ≤ 2 años después de t?	0/1	INECC	UMF	2001–2010
<i>permiso año v</i>	Primer permiso otorgado en año t–v	[-3 a 6]	INECC	UMF	2001–2010
<i>algún permiso</i>	Permiso in algún año?	0/1	INECC	UMF	2001–2010
CONTROLES					
Socioeconómicos					
<i>precio de cultivos</i> †	Índice ponderado por el valor del precios de cultivos	pesos	SAGARPA	municipio	2001–2012
<i>densidad de población</i>	Número promedio de personas por km ²	personas/km ²	SAGARPA/INEGI	municipio	2001–2012
<i>población indígena</i> †	Fracción pop. > 5 años que habla lengua indígena	[0 a 1]	INEGI	municipio	2001–2012
<i>costo de oportunidad</i>	Ganancia anual neta de la agricultura y ganadería ^a	(pesos/ha)	SAGARPA/INEGI	UMF/municipio	2010
<i>marginalidad</i>	Índice de pobreza (ajustado sumando 2.2 a cada valor)	[0 a 6]	CONAPO	municipio	2000
Institucionales					
<i>tenencia ejidal</i>	<i>Tenencia ejidal</i> (versus <i>comunidad</i>)?	0/1	INECC	UMF	2001–2012
<i>ejidatarios/comuneros</i>	No. <i>ejidatarios</i> o <i>comuneros</i> ^b	personas	PHINA RAN	UMF	2019
<i>avecindados</i>	No. <i>avecindados</i> ^c	personas	PHINA RAN	UMF	2019
<i>poseionarios</i>	No. <i>poseionarios</i> ^d	personas	PHINA RAN	UMF	2019
<i>año de inscripción</i>	Año en que se le otorgó tierra a la UMF	año	PHINA RAN	UMF	2019
<i>PROCEDE</i>	Participó en PROCEDE?	0/1	PROCEDE	UMF	n/a
<i>área protegida</i>	Porcentaje de la UMF en área protegida federal	%	WDPA	1:50,000–1:1,000,000	1917–2010
Climatológicos					
<i>temperatura</i> †	Temperatura promedio en año t	°K*0.02	NASA (2001)	1 km	2001–2012
<i>precipitación</i> †	Precipitación promedio en año t	mm	Huffman et al. (2012)	25 km	2001–2012
<i>temperatura histórica</i>	Temperatura promedio anual	°C*10	Hijmans et al. (2005)	30 arcseg	1960–1990
<i>precipitación histórica</i>	Precipitación promedio anual	mm	Hijmans et al. (2005)	30 arcseg	1960–1990
Geofísicos					
<i>altitud</i>	Altitud promedio sobre el nivel del mar	m	Farr et al. (2007)	15m	2006
<i>orientación</i>	Orientación direccional promedio	°	Farr et al. (2007)	15m	2006
<i>pendiente</i>	Pendiente porcentual promedio	%	Farr et al. (2007)	15m	2006
<i>tamaño</i>	Área superficial de la UMF	ha	RAN (n.d.)	UMF	no fechado
<i>tiempo de viaje a ciudad</i>	Tiempo promedio de viaje a ciudad con pop. > 50K	minutos	Nelson (2008)	30 arcseg	2000
<i>distancia a tala</i>	Dist. promedio al pixel talado más cercano en 2000	m	Hansen et al. (2013)	30m	2000
<i>distancia a SEMARNAT</i>	Dist. del centroide (UMF) a oficina SEMARNAT más cercana	km	SEMARNAT	UMF	2019

<i>carbono</i>	Total de stock de carbono encima del suelo	toneladas/ha	Cartus et al. (2014)	30m	circa 2006
<i>densidad arbórea</i>	Promedio % de pixeles con cobertura forestal en 2000	%	Hansen et al. (2013)	30m	2000
<i>cobertura forestal 1970</i>	% UMF clasificado como bosque en 1970	%	INEGI	1:250000	circa 1970
<i>cobertura forestal 1993</i>	% UMF clasificado como bosque en 1993	%	INEGI	1:250000	circa 1993
<i>cobertura forestal 2000</i>	% UMF clasificado como bosque en 2000	%	INEGI	1:250000	circa 2000
<i>bioma</i>	Ecoregión ^e	categoría	Olson et al. (2001)	polígonos	circa 2001
<i>región</i>	Grupos de estados Mexicanos ^f	categoría	n/a	polígonos	n/a

CONAFOR = Comisión Nacional Forestal; CONAPO = Consejo Nacional de Población; UMF = unidad de manejo forestal; INECC = Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático; INEGI = Instituto Nacional de Estadística e Informática; PHINA = Padrón e Historial de Núcleos Agrarios; PROCEDE = Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares; RAN = Registro Agrario Nacional; SAGARPA = Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación; WDPA = World Database on Protected Areas.

^a Calculados a partir de datos de la SAGARPA y el INEGI sobre hectáreas dedicadas a pastos y cultivos (a nivel de UMF), rendimientos promedio (a nivel de *municipio*), y precios promedio de cultivos (a nivel de *municipio*).

^b Miembros de ejidos o comunidades con derechos de tierra formales.

^c Adultos que han sido formalmente reconocidos como residentes del ejido/comunidad pero que no tienen derechos de tierra formales.

^d Típicamente, el número de agentes externos que tiene algún tipo de derechos de tierra de facto.

^e Biomas: 1 = bosques húmedos latifoliados tropicales y subtropicales; 2 = bosques secos latifoliados tropicales y subtropicales; 3 = bosques coníferos tropicales y subtropicales; 13 = desiertos y matorrales; 14 = manglares.

^f Regiones: 1 Yucatán (Campeche, Yucatán, y Quintana Roo), 2 Sur (Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Puebla, y Veracruz); 3 Central (Distrito Federal, Estado De México, Morelos, y Querétaro), 4 Norte (Chihuahua y Durango), y 5 Pacífico (Jalisco y Michoacán).

Tabla 3. Estadísticas descriptivas

Variable	Muestra no pareada					Muestra pareada				
	Promedio todos	Promedio algún permiso	Promedio ningún permiso	SE ^a	t-test ^b	Promedio todos	Promedio algún permiso	Promedio ningún permiso	SE ^a	t-test ^b
DEPENDIENTE										
<i>porcentaje talado</i> [†]	0.197	0.128	0.201	16.470	***	0.134	0.128	0.140	2.612	**
TRATAMIENTO										
<i>permiso todos los años</i> [†] (0/1)	0.035	0.622	0.000		***	0.301	0.622	0.000		***
CONTROLES										
Socioeconómicos										
<i>precio de cultivos</i> [†] (pesos/ρ)	1.694	1.808	1.687	-7.922	***	1.880	1.808	1.947	9.101	***
<i>densidad de población</i> [†] (pop/km ²)	1.138	0.592	1.170	21.619	***	0.638	0.592	0.680	3.275	***
<i>población indígena</i> [†] (%/Ψ)	0.132	0.141	0.131	-4.515	***	0.151	0.141	0.160	8.813	***
<i>costo de oportunidad</i> (pesos/ha/μ)	9.576	3.912	9.913	79.792	***	4.102	3.912	4.279	4.883	***
<i>marginalidad</i> (0-6)	2.220	2.365	2.211	-16.591	***	2.358	2.365	2.350	1.581	
Institucionales										
<i>tenencia ejidal</i> (0/1)	0.917	0.829	0.922	28.425	***	0.816	0.829	0.804	7.672	***
<i>ejidatarios/comuneros</i> (no.)	132.324	168.338	130.181	-11.685	***	166.777	168.338	165.315	0.926	
<i>avecindados</i> (no.)	41.669	33.428	42.160	4.519	***	34.576	33.428	35.652	1.151	
<i>poseionarios</i> (no.)	24.491	24.755	24.475	-0.225		24.445	24.755	24.154	0.483	
<i>año de inscripción</i> (año)	1948.672	1952.117	1948.467	-19.282	***	1951.708	1952.117	1951.325	4.184	**
<i>PROCEDE</i> (0/1)	0.916	0.675	0.930	67.618	***	0.700	0.675	0.724	12.939	*
<i>área protegida</i> (0/1)	0.049	0.054	0.048	2.906	**	0.057	0.054	0.060	3.000	*
Climatológicos										
<i>temperatura</i> [†] ((°K*0.02)/Ψ)	1.513	1.495	1.514	105.184	***	1.496	1.495	1.497	9.601	***
<i>precipitación</i> [†] (mm/u)	1.333	1.125	1.346	38.365	***	1.113	1.125	1.102	4.008	***
<i>temperatura histórica</i> (°C/μ)	2.156	1.771	2.179	92.716	***	1.781	1.771	1.790	4.328	***
<i>precipitación histórica</i> (mm/μ)	1.033	0.934	1.039	21.072	***	0.926	0.934	0.918	3.143	**
Geofísicos										
<i>altitud</i> (m/ρ)	1.007	1.648	0.969	-85.664	***	1.644	1.648	1.640	1.011	
<i>orientación</i> (°/Ψ)	1.741	1.765	1.740	-8.369	***	1.757	1.765	1.749	5.408	***
<i>pendiente</i> (%/μ)	8.975	8.988	8.974	-19.330	***	8.989	8.988	8.990	2.363	***
<i>tamaño</i> (ha/ρ)	3.162	7.565	2.900	-40.554	***	7.499	7.565	7.437	1.118	
<i>tiempo de viaje a ciudad</i> (min/Ψ)	1.870	2.647	1.824	-44.635	***	2.666	2.647	2.685	2.077	
<i>distancia a tala</i> (m/Ψ)	1.041	2.070	0.980	-33.682	***	2.127	2.070	2.181	3.425	
<i>distancia a SEMARNAT</i> (km/μ)	79.826	82.923	79.642	-7.124	***	83.519	82.923	84.078	2.509	

<i>carbono</i> (toneladas/ μ)	1.441	2.426	1.383	-120.541	***	2.350	2.426	2.280	16.902	***
<i>densidad arbórea</i> (%)	30.082	47.165	29.065	-67.983	***	45.584	47.165	44.103	11.500	***
<i>cobertura forestal 1970</i> (%)	43.759	75.517	41.869	-101.704	***	74.370	75.517	73.296	6.714	***
<i>cobertura forestal 1993</i> (%)	41.666	76.363	39.601	-103.386	***	75.319	76.363	74.340	5.689	***
<i>cobertura forestal 2000</i> (%)	34.663	69.283	32.603	-117.386	***	67.441	69.283	65.715	11.418	***
<i>bioma 1</i> (0/1) ^c	0.307	0.121	0.318	49.198	***	0.127	0.121	0.132	2.875	**
<i>bioma 2</i> (0/1) ^c	0.328	0.124	0.340	53.158	***	0.126	0.124	0.128	1.027	
<i>bioma 3</i> (0/1) ^c	0.236	0.714	0.208	-117.706	***	0.703	0.714	0.694	4.543	***
<i>bioma 13</i> (0/1) ^c	0.117	0.042	0.121	29.236	***	0.044	0.042	0.046	1.390	
<i>bioma 14</i> (0/1) ^c	0.011	0.000	0.012	15.392	***	0.000	0.000	0.000	0.000	
<i>región 1 Yucatán</i> ^d	0.077	0.076	0.077	0.625		0.075	0.076	0.074	0.545	
<i>región 2 Sur</i> ^d	0.579	0.410	0.589	36.315	***	0.418	0.410	0.425	3.005	*
<i>región 3 Central</i> ^d	0.044	0.016	0.045	17.102	***	0.016	0.016	0.016	0.204	
<i>región 4 Norte</i> ^d	0.121	0.315	0.109	-51.902	***	0.311	0.315	0.307	1.809	
<i>región 5 Pacífica</i> ^d	0.179	0.183	0.179	-1.136		0.180	0.183	0.177	1.694	
Sesgo estandarizado promedio (%)	31.5					3.1				
Número de UMF-años	134,669	7,564	127,105			15,639	7,564	8,075		
Número de UMF	11,269	673	10,596			1,346	673	673		

^aEl sesgo estandarizado (SE) es el valor absoluto de la diferencia de medias de las submuestras con algún permiso y sin ningún permiso como porcentaje de la raíz cúbica de la varianza promedio de estas submuestras.

^bPrueba estadística de diferencia de medias donde la hipótesis nula es que las medias entre las submuestras con algún permiso y sin ningún permiso son iguales.

^cBiomás: 1 = bosques húmedos latifoliados tropicales y subtropicales; 2 = bosques secos latifoliados tropicales y subtropicales; 3 = bosques coníferos tropicales y subtropicales; 13 = desiertos y matorrales; 14 = manglares.

^dRegiones: 1 Yucatán (Campeche, Yucatán, y Quintana Roo), 2 Sur (Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Puebla, y Veracruz); 3 Central (Distrito Federal, Estado De México, Morelos, y Querétaro), 4 Norte (Chihuahua y Durango), y 5 Pacífico (Jalisco y Michoacán).

***, **, * = significancia a nivel del 1, 5, 10%; $\mu=10$, $\Psi=100$, $\rho=1,000$, $\delta=10,000$.

Tabla 4. Resultados a nivel de UMF del puntaje de propensión transversal probit; la variable dependiente es permiso SEMARNAT en algún año entre 2002-2012; efectos marginales [error estándar]

Variables	Región				
	1 Yucatán	2 Sur	3 Central	4 Norte	5 Pacífica
Socioeconómicas					
<i>tenencia ejidal</i>		0.0010 [0.0028]	0.0080 [0.0151]	0.0242 [0.0263]	0.0048 [0.0106]
<i>costo de oportunidad</i>	0.0004 [0.0005]	-0.0005*** [0.0002]	-0.0003 [0.0009]	0.0128* [0.0068]	0.0006 [0.0004]
<i>marginalidad</i>	0.0005 [0.0046]	-0.0007 [0.0013]	0.0014 [0.0033]	-0.0024 [0.0104]	0.0045 [0.0041]
Institucionales					
<i>ejidatarios/comuneros</i>	0.0000 [0.0000]	-0.0000 [0.0000]	-0.0000 [0.0000]	0.0001*** [0.0001]	0.0000 [0.0000]
<i>avecindados</i>	0.0000 [0.0000]	0.0000 [0.0000]	-0.0000 [0.0001]	0.0001* [0.0000]	-0.0000 [0.0000]
<i>poseionarios</i>	0.0000 [0.0001]	0.0000 [0.0000]	0.0000 [0.0000]	-0.0002 [0.0002]	-0.0000 [0.0001]
<i>año de inscripción</i>	-0.0002 [0.0002]	-0.0001** [0.0001]	-0.0000 [0.0001]	-0.0005 [0.0005]	0.0000 [0.0002]
<i>PROCEDE</i>	-0.0051 [0.0063]	-0.0041 [0.0027]	-0.0059 [0.0108]	0.0069 [0.0230]	-0.0042 [0.0079]
<i>área protegida</i>	-0.0061 [0.0149]	-0.0177*** [0.0059]	-0.0008 [0.0039]	-0.0362 [0.0493]	-0.0235** [0.0119]
Climatológicas					
<i>temperatura histórica</i>	0.1963* [0.1073]	-0.0339*** [0.0094]	0.0207 [0.0378]	-0.0318 [0.0605]	-0.1721*** [0.0364]
<i>precipitación histórica</i>	-0.0279 [0.0322]	-0.0013 [0.0030]	0.0006 [0.0142]	0.2449*** [0.0896]	0.0015 [0.0192]
Geofísicas					
<i>altitud</i>	0.0707 [0.0684]	-0.0138** [0.0057]	0.0110 [0.0211]	-0.0157 [0.0297]	-0.0941*** [0.0210]
<i>orientación</i>	0.0143 [0.0323]	0.0051* [0.0028]	-0.0035 [0.0061]	-0.0581 [0.0446]	-0.0088 [0.0061]
<i>pendiente</i>	-0.0412 [0.0812]	-0.0022 [0.0164]	0.1213 [0.1862]	-0.0209 [0.0854]	0.1191 [0.1153]
<i>tamaño</i>	0.0003 [0.0003]	0.0002*** [0.0001]	0.0004 [0.0009]	0.0001 [0.0006]	0.0013** [0.0006]
<i>tiempo de viaje a ciudad</i>	-0.0017 [0.0014]	0.0014*** [0.0005]	-0.0004 [0.0015]	-0.0124** [0.0059]	0.0028 [0.0018]
<i>distancia a tala</i>	-0.0001 [0.0003]	-0.0003 [0.0005]	-0.0015 [0.0043]	-0.0228 [0.0443]	-0.0056 [0.0041]
<i>distancia a SEMARNAT</i>	-0.0002** [0.0001]	-0.0001*** [0.0000]	-0.0000 [0.0001]	-0.0003* [0.0002]	0.0001 [0.0001]
<i>carbono</i>	0.0097 [0.0069]	0.0084*** [0.0033]	0.0040 [0.0075]	0.0945** [0.0401]	0.0108 [0.0067]
<i>densidad arbórea</i>	0.0005 [0.0004]	0.0002** [0.0001]	-0.0001 [0.0003]	0.0016 [0.0020]	0.0006* [0.0003]
<i>cobertura forestal 1970</i>	0.0001 [0.0002]	0.0001** [0.0001]	-0.0001 [0.0002]	0.0006 [0.0011]	-0.0002 [0.0002]
<i>cobertura forestal 1993</i>	-0.0005* [0.0005]	-0.0000 [0.0005]	0.0001 [0.0005]	0.0010 [0.0005]	0.0000 [0.0005]

	[0.0003]	[0.0001]	[0.0002]	[0.0010]	[0.0001]
<i>cobertura forestal 2000</i>	0.0003	0.0001	0.0001	-0.0010	0.0003*
	[0.0002]	[0.0001]	[0.0002]	[0.0008]	[0.0002]
<i>bioma_1</i>	0.0320**	-0.0210***			
	[0.0150]	[0.0069]			
<i>bioma_2</i>		-0.0108*	0.0017	-0.0637	-0.0161**
		[0.0064]	[0.0057]	[0.0481]	[0.0067]
<i>bioma_3</i>		0.0041		-0.0060	
		[0.0055]		[0.0325]	
<i>bioma_13</i>					
<hr/>					
Observaciones	859	6,412	292	1,365	1,978
Log likelihood	-132.684	-774.100	-28.681	-334.056	-315.126
Pseudo R-cuadrado	0.304	0.338	0.388	0.425	0.299

Las regiones son agrupaciones de estados: 1 Yucatán (Campeche, Yucatán, y Quintana Roo), 2 Sur (Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Puebla, y Veracruz); 3 Central (Distrito Federal, Estado De México, Morelos, y Querétaro), 4 Norte (Chihuahua y Durango), y 5 Pacífico (Jalisco y Michoacán).
 ***, **, * = significancia a nivel del 1, 5, 10%

Tabla 5. Resultados principales: resultados de la regresión de datos de panel con efectos fijos bidireccionales a nivel de UMF; la variable dependiente es el porcentaje de la UMF talado en el año $t = 2001-2012$; el tratamiento es el permiso SEMARNAT [errores estándar]

Modelo	1	2
Muestra	No pareada	Pareada
<i>permiso todos los años</i>	0.0008 [0.0066]	0.0074 [0.0084]
Contrafactual ^a	0.1969*** [0.0002]	0.1317*** [0.0025]
EMD	0.0186	0.0234
EMD/Contrafactual	0.0945	0.1776
Observaciones	134,669	15,639
R-cuadrado	0.0152	0.0150
Número de UMFs	11,269	1,346

Todos los modelos incluyen efectos fijos de UMF, efectos fijos de año, y covariables que varían temporalmente con errores estándar agrupados a nivel de UMF.

MDE = error mínimo detectable (Bloom 1995)

^aValor predicho (ajustado) de la variable dependiente con todas las variables de tratamiento igualadas a cero, estimado usando el método delta.

***, **, * = significancia a nivel del 1, 5, 10%

Tabla 6. Heterogeneidad del efecto de tratamiento por región:
 resultados de la regresión de datos de panel con efectos fijos bidireccionales a nivel de UMF;
 la variable dependiente es el porcentaje de la UMF talado en el año $t = 2001-2012$;
 el tratamiento es el permiso SEMARNAT [errores estándar]

	Modelo	3	4	5	6	7
	Interacción	Yucatán	Sur	Central	Norte	Pacífica
<i>permiso todos los años</i>		0.0096 [0.0076]	-0.0121 [0.0097]	0.0074 [0.0084]	0.0162 [0.0108]	0.0110 [0.0091]
<i>permiso todos los años × región Yucatán</i>		-0.0326 [0.0589]				
<i>permiso todos los años × región Sur</i>			0.0469*** [0.0134]			
<i>permiso todos los años × región Central</i>				-0.0005 [0.0097]		
<i>permiso todos los años × región Norte</i>					-0.0277** [0.0111]	
<i>permiso todos los años × región Pacífica</i>						-0.0201* [0.0122]
Efecto Marginal ^a		-0.0230 [0.0589]	0.0348*** [0.0118]	0.0069 [0.0094]	-0.0115 [0.0073]	-0.0091 [0.0115]
Contrafactual		0.1318*** [0.0026]	0.1319*** [0.0025]	0.1317*** [0.0025]	0.1316*** [0.0025]	0.1318*** [0.0025]
Observaciones		15,639	15,639	15,639	15,639	15,639
R-cuadrado		0.0151	0.0157	0.0150	0.0152	0.0151
Número de UMFs		1346	1346	1346	1346	1346

Todos los modelos incluyen efectos fijos de UMF, efectos fijos de año, y covariables que varían temporalmente con errores estándar agrupados a nivel de UMF.

^aLos efectos marginales se calcularon tomando los valores promedio para cada región individual.

***, **, * = significancia a nivel del 1, 5, 10%

Tabla 7. Heterogeneidad del efecto de tratamiento por características de la UMF: resultados de la regresión de datos de panel con efectos fijos bidireccionales a nivel de UMF; la variable dependiente es el porcentaje de la UMF talado en el año t = 2001–2012; el tratamiento es el permiso SEMARNAT [errores estándar]; muestra pareada

Modelo	8	9	10	11	12
Interacción	<i>costo de oportunidad</i>	<i>marginalidad</i>	<i>Área protegida</i>	<i>Precipitación histórica</i>	<i>bioma 13</i>
<i>permiso todos los años</i>	-0.0032 [0.0106]	-0.0399** [0.0168]	0.0091 [0.0086]	-0.0439*** [0.0164]	0.0089 [0.0086]
<i>permiso todos los años × costo de oportunidad</i>	0.0003* [0.0001]				
<i>permiso todos los años × marginalidad</i>		0.0198*** [0.0060]			
<i>permiso todos los años × área protegida</i>			-0.0328* [0.0185]		
<i>permiso todos los años × precipitación histórica</i>				0.0005*** [0.0002]	
<i>permiso todos los años × bioma 13</i>					-0.0332*** [0.0094]
Efecto marginal ^a	0.0227** [0.0115]	-0.0003 [0.0087]	0.0091 [0.0086]	0.0121 [0.0087]	0.0089 [0.0086]
Contrafactual	0.1317*** [0.0025]	0.1319*** [0.0025]	0.1317*** [0.0025]	0.1319*** [0.0025]	0.1315*** [0.0025]
Observaciones	15,639	15,639	15,639	15,639	15,639
R-cuadrado	0.0150	0.0150	0.0150	0.0156	0.0152
Número de UMFs	1,346	1,346	1,346	1,346	1,346

Todos los modelos incluyen efectos fijos de UMF, efectos fijos de año, y covariables que varían temporalmente con errores estándar agrupados a nivel de UMF.

Bioma 13 = desiertos y matorrales.

^aLos efectos marginales se calcularon tomando los valores promedio a nivel nacional.

***, **, * = significancia a nivel del 1, 5, 10%

Insumos

Intervención

Moderadores

Resultados intermedios

Impactos

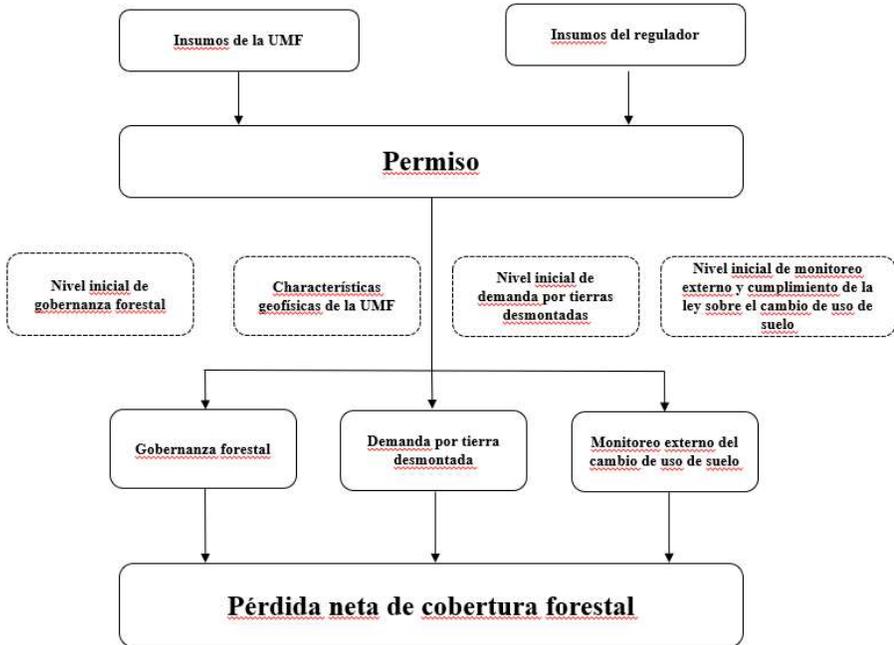


Figura 1. Teoría de Cambio

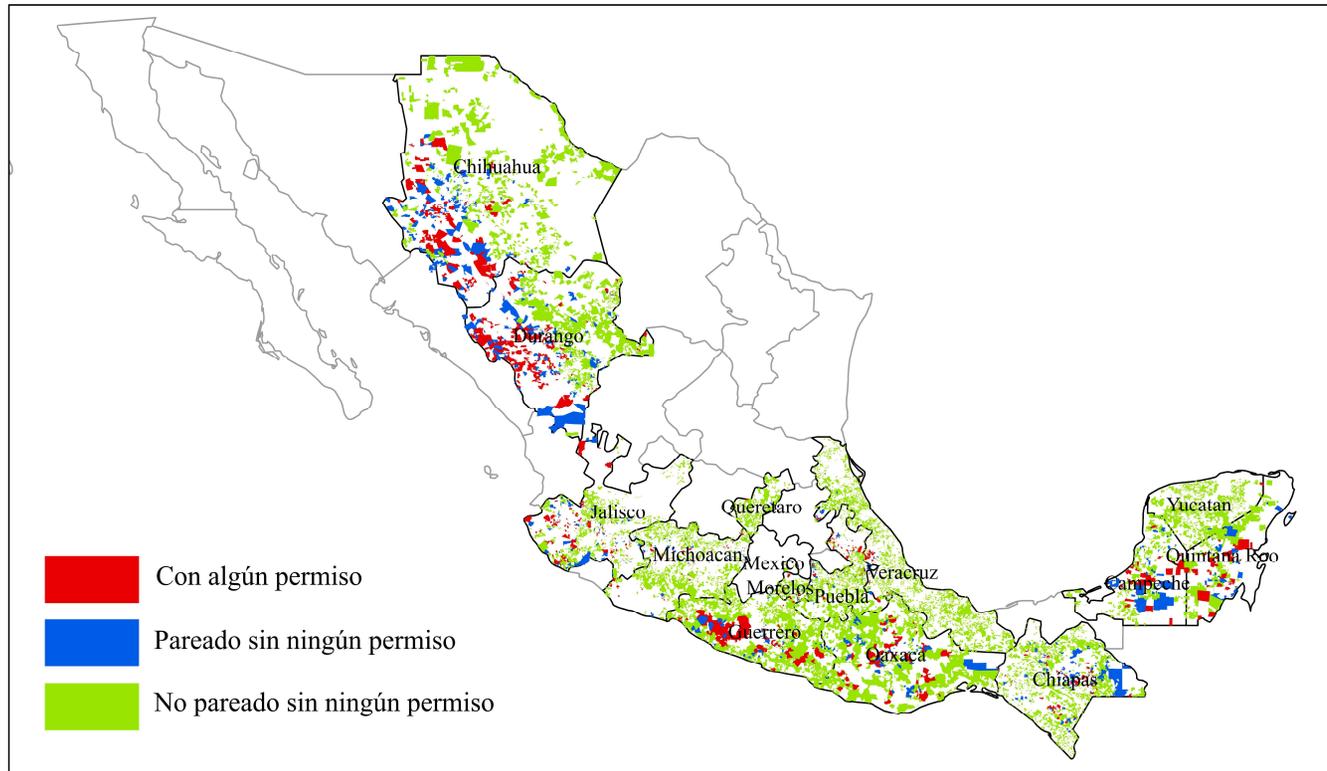


Figura 2. Área de estudio y muestra de regresión

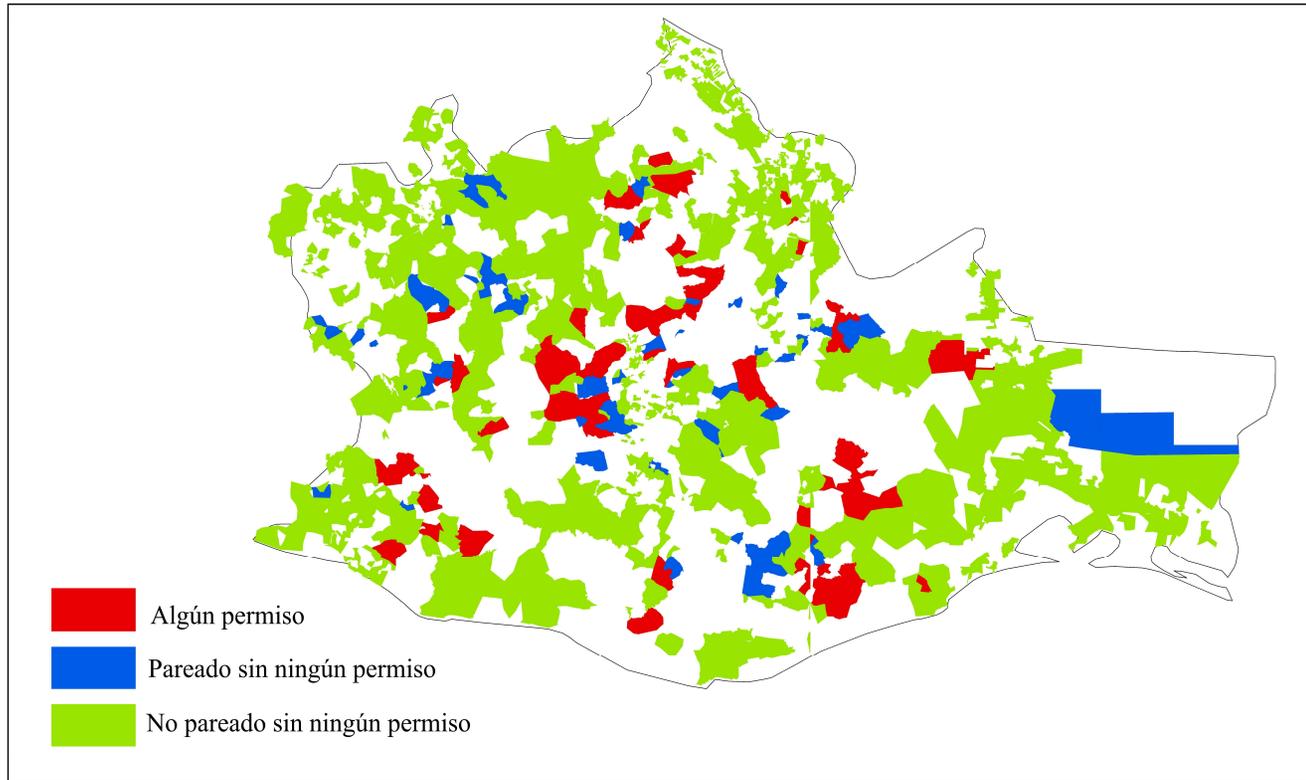


Figura 3. Muestra de regresión para el estado de Oaxaca

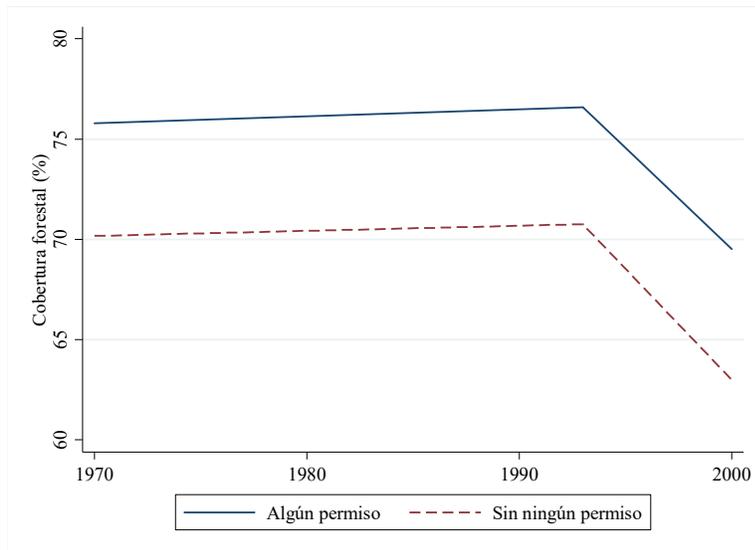


Figura 4. Tendencias pre-tratamiento en la cobertura forestal para unidades tratadas y control similares: cobertura forestal promedio en 1976, 1993, y 2000 para la submuestra con algún permiso (línea sólida) y la muestra sin ningún permiso (línea punteada).

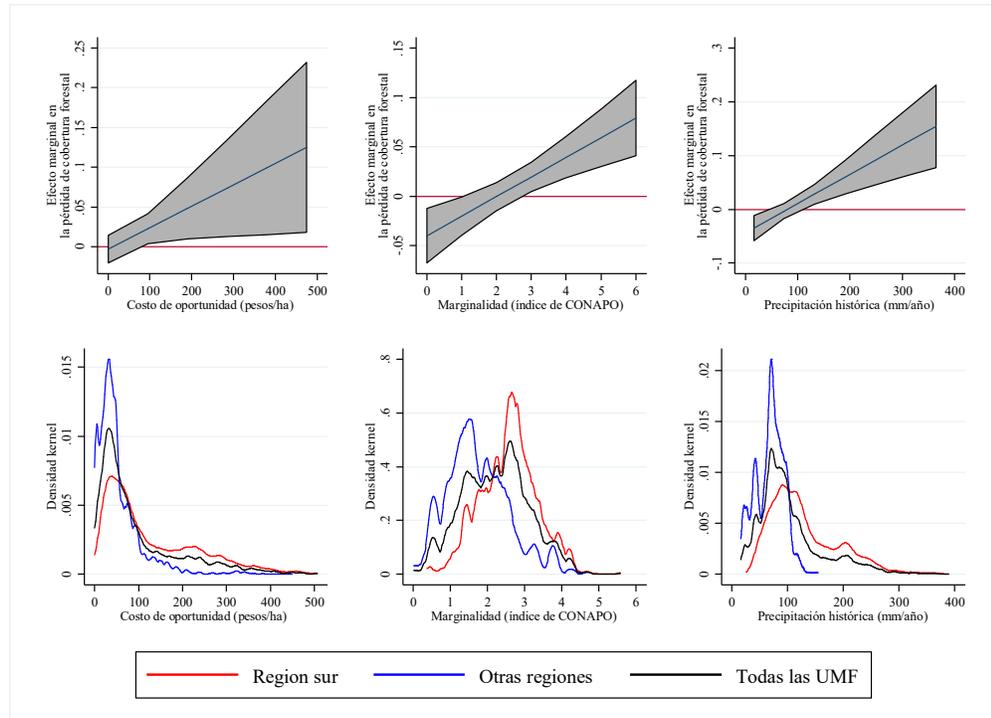


Figura 5. Heterogeneidad del efecto de tratamiento para diferentes niveles del costo de oportunidad, marginalidad, y precipitación histórica. En los paneles superiores, las líneas negras son los efectos marginales de los permisos en la pérdida de cobertura forestal, y las bandas grises son los intervalos de confianza al 90%. Los efectos marginales se estimaron usando modelos de efectos fijos bidireccionales a nivel de la unidad de manejo forestal (UMF) en los cuales la variable dependiente es la pérdida porcentual anual en la cobertura forestal y las variables independientes de interés son la variable dicotómica rezagada y acumulada del permiso y la interacción con la variable continua (Ecuación 3). Los paneles inferiores son histogramas para la muestra no pareada de UMF (línea negra) y submuestras de UMFs en la región sur (línea roja) y en todas las otras regiones (línea azul).

MATERIALES SUPLEMENTARIOS

Disponibles a petición.