

Caracterización del cambio del uso de la tierra durante el periodo 2012 - 2018 en Colombia y estimación de los costos de reducción de la deforestación y emisiones de carbono forestal.

Paula Daniela Osorio Figueredo

Asesor

Jorge Hernán García López

Facultad de Economía

Maestría en Economía Aplicada

Enero 2025

Agradecimientos especiales a mi asesor, Jorge, por abrirme las puertas y apoyarme en el proceso de aprendizaje de este estudio. A Guillermo Rudas y Oscar Rodríguez por su tiempo en introducirme al tema de la deforestación. A Juan Pablo Bohorquez por su apoyo y guía con la dispendiosa tarea del manejo de datos, y al resto de mi familia por motivarme y sostenerme para poder concluir exitosamente este proceso.

a. Resumen

Buscando entender mejor los procesos de deforestación en el país y asignar un valor de compensación o pago asociado a reducir la deforestación, se realiza una caracterización de los cambios de uso del suelo a partir de la elaboración de matrices de transición para el periodo 2012 – 2018 a nivel municipal para todo el territorio colombiano.

Utilizando mapas de cobertura de la tierra del IDEAM para el 2012 y el 2018, y tras cruzarlos para construir matrices de transición del uso del suelo, resultando en 1,296,733 observaciones con un promedio de tamaño de 0.76km², se identifica que la mayor parte de la deforestación de bosques hacia usos productivos en Colombia en 2012 se convierte a pastos (34.27%) en 2018, siendo la ganadería su uso principal. A pesar de que es más el bosque que se pierde que el que se recupera, se identifican varios territorios en los que incrementa el área asociada a bosques.

Es importante anotar que los resultados de este estudio se deben interpretar a la luz de las limitaciones de los datos empleados. El IDEAM produce mapas de bosque/no bosque que son los normalmente empleados para analizar los procesos de deforestación. En este estudio se utiliza mapas de cobertura de la tierra del IDEAM que permiten estudiar procesos de transición entre diferentes usos pero pueden contener mayor margen de error de medición de las áreas de bosque. Esto puede llevar a errores del cálculo de pérdida y/o ganancia de áreas de bosque en ciertas regiones.

Con una pérdida de bosque del 2012 de 6.98%, la deforestación predomina en lo que se percibe como un “cinturón de deforestación” que incluye principalmente departamentos de las regiones de la Amazonia y Orinoquía, donde Caquetá concentra la mayor parte. Resalta que Bolívar es el segundo departamento con mayor deforestación y que Chocó es el departamento donde se identifica un mayor incremento de áreas asociadas a bosque.

Por otra parte, empleando información de CEMR (2021), se utilizan costos de oportunidad (beneficio económico que se deja de recibir) de mantener el bosque en vez de cultivos o ganadería en los departamentos de Caquetá, Guaviare, Meta y Putumayo; y se estima que el costo de oportunidad de tener un bosque en vez de utilizar el espacio para ganadería es relevante, y que una compensación de 10,000 COP/ha en 2012 para evitar la deforestación, aumenta la probabilidad de que se mantenga el bosque en 2018 en un 1.74%, evitando la liberación de entre 195.35 y 556.08 ton de CO₂eq por hectárea. Esta compensación podría reducir la deforestación al proteger los bosques que aún se encuentran en pie.

Finalmente, incluyendo en un modelo el uso alternativo del bosque asociado a cultivos, además de la ganadería, y la inclusión de una variable que mide la distancia de cada observación a la carretera más cercana, se encuentra que una compensación de 100.000COP/ha en 2012 incrementa la probabilidad de que en 2018 se mantenga el bosque en 0.151%, evitando la liberación de entre 195.35 y 556.08 ton de CO₂eq por hectárea, siendo este un resultado menos prometedor que el del modelo binomial, y asociado a la relevancia de la distancia a la carretera, donde el incremento de un km de distancia a una carretera aumenta la probabilidad de que haya bosque en el 2018 en un 0.108%

En la revisión de literatura no se encontró un estudio de cambio de uso del suelo que cubriera todo el país y tuviera un nivel de detalle como el que resulta del presente análisis, por lo que se espera que sea un insumo para la lucha contra la deforestación en Colombia. Por la limitación de acceso a costos e ingresos detallados de cultivos a nivel municipal, los datos de costos de oportunidad son nacionales, además de que los usos de suelo clasificados como herbazal, arbustal y vegetación en transición no se incluyen en el modelo econométrico al no ser claro su costo de oportunidad, como si lo es para cultivos y ganadería. De igual manera, hay espacio para ampliar el estudio en el futuro, ya que el análisis econométrico se enfoca en 4 departamentos de los 31 de los que se hicieron matrices de transición y los costos de oportunidad están restringidos a diez tipos de cultivos distintos, además de ganadería, por lo que se

puede mejorar el detalle de la estimación de costos de oportunidad tanto a nivel de escala geográfica como en cantidad de productos cultivados.

b. Introducción

El Acuerdo de París establece en su artículo 4, párrafo 2, como principal obligación que los países comuniquen sus acciones climáticas por medio de las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (NDC por sus siglas en inglés). Las metas incluidas en las NDC de Colombia actualizadas y publicadas en el 2022 incluyen la reducción en un 51% las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) proyectadas para 2030. Más específicamente, bajo el CONPES 4021 de 2020, el gobierno estableció la meta de cero deforestación neta para 2030 alineada con "Bosques Territorios de Vida", Estrategia Integral de Control a la Deforestación y Gestión de los Bosques que traía el gobierno anterior como herramienta de política transectorial para frenar la deforestación y degradación de los bosques. Para lograr los objetivos de estas políticas es pertinente contar con estudios económicos que permitan priorizar medidas, de manera que los recursos limitados se direccionen hacia los proyectos más costo eficientes en términos de reducción de emisiones.

La evaluación de políticas de mitigación del cambio climático requiere la estimación de la Curva de Costo Marginal de Abatimiento, que muestra el costo de una intervención o proyecto asociado a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en una tonelada. Esta gráfica, compuesta por alternativas de proyectos en diversos sectores, permite comparar los proyectos bajo los criterios de costo y emisiones reducidas.

Diversas fuentes, incluyendo el artículo realizado por Kotchen, Rising y Wagner (2023), comparan el enfoque “bottom-up” que evalúa las alternativas desagregandolas en un mayor nivel de detalle, en este caso a nivel de sectores, y que es utilizado por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

(IPCC por sus siglas en inglés), con el enfoque “top-down”¹ (de más general a más particular) utilizado dentro de los Modelos de Evaluación Integrada (IAMs por sus siglas en inglés) que hacen parte de la literatura de análisis costo beneficio. Concluyen que bajo la metodología de bottom-up (de más detalle a más agregado), se incluyen únicamente los costos directos, y al omitir los costos indirectos no se percibe el costo de oportunidad total, subestimando los costos asociados a la implementación de las alternativas de reducción de emisiones. Estos costos indirectos son por ejemplo barreras asociadas a la adopción de tecnologías que no son monetarias, como familiaridad con una tecnología ya existente que hace que los individuos no quieran hacer uso de una nueva tecnología.

El enfoque del presente documento, que caracteriza cambios de usos del suelo y tiene en cuenta los costos de oportunidad en la decisión de moverse hacia un uso diferente a bosque, busca contribuir al explorar preferencias de los dueños de la tierra, de manera que en alguna medida se cierre la brecha entre el costo real de reducir la deforestación y el que reflejan estudios a los que se refieren Kotchen, Rising y Wagner (2023). Los costos de oportunidad entendidos como los beneficios potenciales a los que renuncia el dueño de la tierra cuando decide qué actividad desarrollar en su terreno, ya que un espacio puede ser utilizado para fines diferentes, pero al seleccionar un uso del suelo, se dejan de percibir los beneficios o ingresos económicos asociados a las alternativas que no fueron seleccionadas.

En Colombia la subestimación o sobreestimación de costos reflejados en la curva de abatimiento ha sido percibido ampliamente en los subsectores de Agricultura, Silvicultura y Uso del suelo (AFOLU por sus siglas en inglés), donde los proyectos pueden lograr altas reducciones de emisiones. Específicamente, en 2018 este sector contribuía en un 59.1% a las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) de

¹ Los modelos de equilibrio general contables y otros modelos macroeconómicos son más comunes para analizar los aspectos económicos de las políticas de cambio climático, y se denominan modelos top-down porque representan a los agentes económicos (por ejemplo, sectores productivos, hogares, gobiernos) de forma agregada. La principal limitación de los modelos top-down es que son incapaces de incorporar políticas específicas de un sector, subsector o tecnología porque esos modelos no son capaces de representar explícitamente las características de estos (Timilsina, Pang, Yang, 2021).

Colombia, siendo el sector con mayores emisiones de las 302,974 GgCO₂eq, seguido por el sector de energía con un 30.7% (IDEAM, Fundación Natura, PNUD, MADS, DNP, Cancillería, 2021). Más aún, dentro del sector AFOLU, los Pastizales comprenden el 19.8%, la Fermentación Entérica² el 14%, Tierras forestales (Stock Change) el 10.8%, y otras con un aporte individual inferior al 6%, de manera que la mayoría de las emisiones del sector están asociadas a ganadería.

Mejorar la estimación de costos de proyectos de reducción de emisiones en el sector AFOLU permite enfocar la política pública en mejor medida para aprovechar el potencial de la reducción de emisiones que tiene este sector en el país, teniendo mayor claridad respecto del costo de su implementación.

En este estudio se busca cuantificar los costos marginales de reducir una tonelada de CO₂ en el sector no regulado (AFOLU), para lograr acercar los costos utilizados actualmente al costo de oportunidad total. Específicamente, al identificar qué determinantes están asociadas al cambio en el uso del suelo con base en los costos de oportunidad de estos diferentes usos, se espera estimar el costo de reducción de deforestación en Colombia.

Para esto se busca procesar datos geográficos con un alto nivel de calidad respecto de la caracterización del uso del suelo, para construir matrices de transición a nivel municipal para todo el territorio colombiano, a partir de 1,296,733 observaciones que en promedio representan un área de 0.7km², con el objetivo de caracterizar los cambios de uso del suelo que sucedieron entre 2012 y 2018.

Se espera que la mayor precisión en la estimación de los cambios del uso del suelo asociados a deforestación y en los costos, particularmente costos de oportunidad, asociados a actividades en el sector AFOLU en Colombia, permita identificar un costo más ajustado a la realidad de estas alternativas para la mitigación del cambio climático, y permita tener un marco para la viabilidad respecto de los mecanismos de financiación existentes.

² Parte natural del proceso digestivo en animales rumiantes.

c. Literatura relevante

En el 2012, investigadores como Kesicki y Elkins (2012) identificaban deficiencias en la metodología que permitía estimar las Curvas de Costo Marginal de Abatimiento (MACC), resaltando que la curva era incapaz de contemplar implicaciones sociales más amplias a las relacionadas con la mitigación del cambio climático, como mejoras en salud derivadas de la reducción de la contaminación atmosférica y la representación estática de los costos para un solo año, que no tienen en cuenta la dependencia de la trayectoria.

En ese estudio Kesicki y Elkins (2012) ponían como foco del estudio las MACC presentadas por McKinsey (2010), que no consideraban varios tipos de interdependencias e interacciones entre sectores, tiempos, comportamientos, situación macroeconómica y a escala internacional, además de que no captura barreras a la implementación tecnológica y definiciones de costos más amplias que el costo directo financiero, que pueden ser considerados al utilizar un enfoque de sistema.

Más recientemente, Kotchen, Rising y Wagner (2023) vuelven a resaltar que el cálculo de las MACC, bien sea por medio de la metodología “top-down” o “bottom-up” tiene problemas de sobre y subestimación respectivamente, y ahondan en que la primera no tiene en cuenta los costos indirectos de las medidas estudiadas para la reducción de emisiones, que le permitiría lograr cuantificar los costos de oportunidad totales.

En el estudio de Eory et al. (2018) los autores recopilan el estado del arte respecto de Curvas de Abatimiento específicamente en el sector agrícola en Europa, identificando las principales limitaciones que ha tenido la construcción de las curvas, en su búsqueda por calcular el potencial de reducción hipotético que podría alcanzarse si todas las medidas para reducir los GEI fueran aplicadas por todos los agricultores en

cuyas explotaciones pueden aplicarse medidas, en lugar de una proyección de la magnitud de la reducción que es probable que se genere. Las principales limitaciones halladas incluyen i) formulación y presentación de supuestos, ii) límites del análisis, iii) representación de los costos y barreras no financieras, iv) heterogeneidad e incertidumbre, y v) inclusión o exclusión de los efectos colaterales.

Dadas las limitantes de las Curvas Costo Marginal de Abatimiento, se ha visto que la inclusión de análisis econométricos puede mejorar las estimaciones. Una publicación del Banco Interamericano de Desarrollo (Nelson, Harris, & Stone, 1999) ilustra el uso de técnicas de análisis espacial para predecir cambios en el uso del suelo tras la repavimentación de la vía Panamericana en la provincia del Darién en Panamá, que termina a 70 km del límite con Colombia. Estos autores utilizaban particularmente el rol de la ubicación y los costos de transporte para desarrollar un modelo econométrico de uso de la tierra como función de variables geofísicas y socioeconómicas. Encontraban que la repavimentación de la vía tenía un efecto bajo en la deforestación general y especialmente en el parque natural de la zona.

A nivel país, Lubowski (2002) realiza el primer estudio econométrico de cambios de usos del suelo a nivel nacional en Estados Unidos que incluye todas las principales categorías de uso del suelo, genera un marco para modelar cambios en uso del suelo tanto urbano como rural, y modela un conjunto completo de transiciones entre categorías del uso del suelo entre 1982 y 1997, utilizando observaciones de uso del suelo a nivel de parcelas, beneficios económicos a nivel de condados, y estimando un modelo econométrico representando el cambio en el uso del suelo como un proceso de Markov de primer orden. Tanto los parámetros estimados, como las probabilidades de transición y las elasticidades indican la importancia de los beneficios económicos en el estímulo de las transiciones de uso del suelo y los efectos importantes que tiene la calidad del suelo. Las elasticidades muestran que el cambio de cultivos y pastos responden a los beneficios de un mayor conjunto de usos alternativos, que los cambios de bosques y praderas. Las tierras forestales responden tanto a los beneficios de los cultivos como a los de desarrollo urbano, mientras que las praderas responden

únicamente a los valores urbanos. Simulaciones históricas entre 1987 y 1997 identifican el aumento de los beneficios de la madera como el principal factor que fomenta el aumento de las conas forestales, y que el aumento de beneficios urbanos frena la expansión de las zonas forestales.

Más recientemente, Heilmayr, Echeverría, y Lambin (2020) hacen un estudio del impacto de subsidios a bosques en cobertura boscosa, carbono y biodiversidad, utilizando un modelo econométrico de cambio de uso del suelo para simular los impactos de la expansión de las plantaciones sobre el carbono y la biodiversidad, impulsada por los subsidios en Chile entre 1986 y 2011. Comparando las simulaciones con y sin subsidios encuentran que el pago por reforestación aumentó la cubierta arbórea mediante la expansión de plantaciones de especies exóticas, pero redujeron la superficie de bosques nativos, por lo que probablemente impactó negativamente la biodiversidad sin incrementar el carbono almacenado en biomasa superficial.

En términos de estudios en Colombia, varios estudios han analizado los patrones y determinantes asociados a la deforestación. Enfocándose inicialmente en la Amazonía, Armenteras, Rudas, Rodríguez, Sua, y Romero (2006) utilizaban teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) en 6 áreas piloto que agregaban 4.200.000ha y encontraban que la tasa de deforestación en zonas de alta densidad de crecimiento demográfico era aproximadamente 3 veces mayor a zonas relativamente despobladas, además de encontrar que los patrones de deforestación no fueron paralelos a las vías de acceso, sino que el patrón de colonización no planificada sigue la única red de transporte existente en muchas zonas de la Amazonía colombiana: los ríos. Posteriormente ampliando el estudio a todo el país, Armenteras, Cabrera, Rodríguez y Retana (2013) encontraban que la mayor parte de la deforestación se produjo en zonas de transición entre regiones, reflejando límites que responden a condiciones geográficas y socioeconómicas más que a fronteras políticas o administrativas, además de identificar que los focos de deforestación ocurrían en bosques de tierras bajas, excepto en la región Caribe, con baja densidad poblacional,

pobreza extrema, bajos ingresos y presencia de economía ilícita. Los tres determinantes principales que resultaron fueron la densidad de población, coincidiendo con el estudio previo, además del uso del suelo y la pendiente, siendo la pérdida de bosque mayor en zonas remotas con una topografía más llana y frentes de colonización activos. Aun así, resaltan que el proceso de deforestación en el país está lejos de ser homogéneo, por lo que deben analizarse las diferencias de múltiples factores entre regiones.

Desde la facultad de economía de la Universidad de los Andes, se publicó en 2015 un estudio (Ovalle Sanabria, 2015) que identifica las determinantes en la selección del uso del suelo Agropecuario en Colombia a nivel de hogares por medio de la Encuesta Longitudinal Colombiana (ELCA), comparando un modelo econométrico de selección de uso del suelo (logit multinomial), que incluye solamente variables biofísicas y demográficas, con un modelo que además incluye variables sociales y culturales características del entorno colombiano, encontrando que estas últimas son relevantes. Hallan que el segundo modelo se ajusta mejor a los datos y tiene menor error.

Respecto de las variables, encuentran que la población del municipio no es relevante, pero los incrementos en precipitación media favorecen la selección de cultivos permanentes, y desfavorece los cultivos transitorios y la tenencia de animales, mientras que incrementos en temperatura máxima media incrementa la probabilidad de selección de cultivos y disminuye la probabilidad de tenencia de animales, y el incremento de la distancia a mercados mayoristas impacta negativamente el uso de cultivos. La asistencia técnica impacta positivamente a los cultivos transitorios y negativamente a los cultivos permanentes, y la disponibilidad de agua es significativa y tiene una relación negativa para los cultivos transitorios. La presencia de grupos armados tiene un impacto negativo y es significativo para los cultivos permanentes, al igual que la presencia de cultivos ilícitos incrementa la probabilidad de cultivos permanentes, por encima de los cultivos transitorios.

Siguiendo este tema, Fergusson, Romero y Vargas (2014) profundizaron en el efecto de la expansión paramilitar sobre la deforestación en Colombia. A través de una base

de datos longitudinal sobre el porcentaje con área boscosa de cada municipio entre 1990 y 2010, estimado mediante fotos satelitales, y un panel municipal de variables relacionadas con la violencia paramilitar que tiene en cuenta efectos fijos de municipio y tiempo, encuentran que la actividad paramilitar reduce de manera significativa el porcentaje de área boscosa de los municipios, coincidiendo con los hallazgos previamente mencionados.

Por el contrario, Prem, Saavedra y Vargas (2020) encontraron que aunque los conflictos armados pueden contribuir al daño del medio ambiente, también pueden ayudar a preservarlo al disuadir a las actividades económicas extractivas en las zonas de conflicto. Utilizando datos anuales de deforestación de imágenes satelitales y diferencias-en-diferencias muestran que las zonas controladas por las FARC antes de la declaración del alto al fuego permanente en 2014 experimentaron un aumento diferencial de la deforestación después del alto al fuego, aunque el efecto de la paz en la deforestación se atenúa en los municipios con mayor capacidad estatal y se agrava cuando hay actividades económicas intensivas.

En 2021, el Centro de Estudios Manuel Ramírez (CEMR) realizó un estudio de Costo Efectividad de la gestión de los bosques e incidencia de los instrumentos de precio al carbono y posteriormente un Análisis Costo Beneficio de la Restauración en el Marco de la Contribución Nacionalmente Determinada (NDC) y el Plan Integral de Gestión del Cambio Climático PIGCC, para lo cual calcularon los costos de oportunidad, costos habilitantes y costos de intervención en cada una de las 5 regiones naturales de Colombia para 3 tipos de restauración específica (CEMR, 2021).

El Centro de Estudios Manuel Ramírez (CEMR) realizó la estimación de los costos de oportunidad, midiendo el beneficio económico, medido en ingreso promedio anual por hectárea y el costo neto de producción, que los actores obtendrían por adelantar actividades productivas, y caracterizándolos respecto de las coberturas según la proporción de área típica de uso agropecuario y la identificación de las actividades generadoras de ingreso más importantes por región. Con esta metodología hallan una relación beneficio/costo de 2.36 para la Amazonía, 1.15 para la región Caribe, 0.97

para la región Andina, 0.93 para la región Pacífica y 0.7 para la región Orinoquía, por lo que bajo precio de mercado de 4.5 USD/tCO₂, la región Amazónica y Caribe pueden contribuir con el 91% de la reducción de emisiones de la meta de reducir 1.16 millones de hectáreas en 10 años.

Otra perspectiva del caso de Colombia es el estudio de Saavedra et al. (2022), quienes abordan los procesos de deforestación en cinco municipios de Colombia: Florencia, Cartagena del Chairá, San Vicente del Caguán en Caquetá, Tumaco en Nariño y Yopal en Casanare; para identificar los motores y tendencias de la deforestación respecto del ordenamiento territorial y ambiental en el país, enfocándose en el cambio de coberturas rurales entre los años 2000, 2013 y 2020. Respecto de la cobertura boscosa encuentran que Florencia, Tumaco, San Vicente del Caguán y Cartagena del Chairá pierden 11% entre 2000 y 2020, pero Yopal tiene una recuperación del 7.6%. Por el lado de los efectos marginales del modelo Probit, Tumaco tiene mayor propensión a deforestación, con una probabilidad del 83%, seguido de Florencia (70%) y Yopal (32%).

Especialmente para la Amazonía colombiana, Agudelo, Castillo y Murcia (2023) realizaron un estudio que analiza los factores determinantes que influyen en los patrones de cambio de uso y cobertura del suelo en la selva amazónica colombiana y simulan un conjunto de escenarios futuros plausibles hasta el año 2040, con el fin de orientar una adecuada toma de decisiones sostenibles en la región. La probabilidad de cambio se calculó para las 14 transiciones más relevantes entre coberturas, utilizando redes neuronales artificiales multicapa (ANN-MLP por sus siglas en inglés), utilizando 29 factores determinantes asociados a los cambios. Las hipótesis de condiciones futuras para cada escenario se tradujeron en parámetros cuantitativos para elaborar los mapas de cambios futuros.

Los resultados de Agudelo, Castillo y Murcia (2023) muestran que el escenario de desarrollo sostenible, que considera políticas para la conservación de bosques, tiene los mejores indicadores de recuperación, con 42 millones de hectáreas para 2040. En

el escenario tendencial, los pastos y cultivos incrementan en un 48%, perdiendo 2 millones de hectáreas de bosque en la Amazonia colombiana, y en el escenario extractivista basado en el 2016 se pierden 4.3 millones de hectáreas, con un incremento de pastos y cultivos en un 117%.

Complementando este hallazgo, Hänggli, Levy, Armenteras, Bovolo, Brandão, Rueda y Garrett (2023) realizan la primera revisión sistemática de artículos publicados entre 2000 y 2021 en los que se establece una relación causal entre factores indirectos y subyacentes y las políticas y los resultados de la deforestación en la Amazonia, y encuentran que las áreas protegidas y las políticas públicas han sido más exitosas para frenar la deforestación frente a enfoques basados en la cadena de suministro, aunque los resultados varían dependiendo de la edad de la frontera, la tenencia de la tierra y las interacciones políticas.

d. Marco Empírico

Conocer el costo de reducir significativamente las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) es fundamental para evaluar cómo abordar el cambio climático, ya que afecta el apoyo público, la voluntad política y las decisiones que se toman alrededor del tema. Según Kotchen, Rising y Wagner (2023), la metodología de estimación “bottom-up” que utiliza el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) de las Naciones Unidas mide unos costos de reducción de las emisiones significativamente bajos respecto de los principales modelos económicos “top-down”, y la diferencia está explicada en gran medida por reducciones de emisiones que parecen tener un costo de cero, supuesto que no se utiliza en estos últimos y que proviene de una contabilidad de costos incompleta respecto de costos directos e indirectos. Los mismos autores identifican que hay errores en las estimaciones bajo ambos enfoques, ya que los análisis hechos con la metodología “top-down”, que incluyen estudios amplios de políticas ambientales y climáticas, suelen exagerar los costos.

En la evaluación que realizan los autores, toman como referente los costos principales presentados por el IPCC como potenciales de mitigación en el *Summary for*

Policymakers del Grupo de Trabajo III dentro del 6to informe de evaluación, y estiman el potencial de mitigación a un nivel de costos para 43 actividades diferentes en 6 sectores (energía, AFOLU, construcción, transporte, industrial y otro), basado en una comparación del costo monetario neto (Out of pocket) de las emisiones evitadas entre actividades de mitigación específicas y una tecnología de referencia (75 fuentes diferentes), muchas específicas de cada región. Un ejemplo ilustrativo que utilizan los autores es el de vehículos eléctricos, que son comparados con vehículos de motor de combustión interna respecto de costos de manufactura y operación, cambios en emisiones y tasas de adopción de la tecnología. Estos resultados permiten construir la curva agregada de costo marginal de mitigación por tCO₂-eq. Pero estos estimados no incluyen barreras no monetarias para la adopción de las nuevas tecnologías, como preferencias y trade-offs, específicamente las preferencias de los usuarios de las tecnologías, la familiaridad con la tecnología “contaminante”, falta de información, mayores montos de capital inicial en algunos casos, costos sociales y barreras logísticas, incertidumbre alrededor de nuevas tecnologías y otras barreras basadas en comportamiento. Por esto, Kotchen, Rising y Wagner (2023) mencionan que tener en cuenta solo los costos directos es un ejercicio incompleto, y cómo incluir los costos indirectos en la contabilidad (el costo de oportunidad total) es menos claro y a menudo altamente específico a nivel de individuo.

Más aún, comparan cómo cambian los porcentajes de reducción de emisiones cuando se tienen en cuenta las medidas evaluadas a costos menores a cero, respecto de si se evalúan solo las medidas cuyos costos son mayores a cero. Este ejercicio permite tener una noción del impacto que puede tener incluir los costos indirectos en la medición de las curvas de abatimiento: evidencian una diferencia de alrededor de 25 USD/tCO₂-eq para lograr una reducción de emisiones en 2030 aproximada de 17% en el escenario que incluye costos mayores a cero respecto del que incluye costos menores y mayores a cero.

Para estimar esos costos se puede hacer uso de modelación econométrica de uso del suelo, que permita identificar el costo marginal a partir del cual se genera la deforestación.

Existe gran variedad de modelos de uso de la tierra basados en teoría microeconómica. Como lo identifica un estudio (Verburg, Schot, Dijst, y Veldkamp, 2004), la mayoría de los modelos económicos parten del punto de vista del individuo que es dueño de la tierra y que toman decisiones con el objetivo de maximizar los retornos esperados o la utilidad derivada de la tierra, y utilizan teoría económica para guiar el desarrollo del modelo, incluyendo el uso de forma funcional y las variables explicativas. Las suposiciones de comportamiento son válidas a nivel micro, pero limitan estos modelos a aplicaciones con altos niveles de agregación.

Una connotación importante en este marco de toma de decisión sobre el uso de la tierra son los derechos de propiedad, Jaramillo y Thomas (1999) identifican que para América Latina, la incertidumbre de tenencia de las tierras en la frontera agrícola promueve la deforestación, particularmente porque los gobiernos impulsan la deforestación con otras políticas asociadas a la tenencia. En las tierras estatales, que sufren de gran accesibilidad porque los gobiernos carecen de la capacidad de hacer cumplir los derechos de propiedad, por lo que corrientes migratorias se pueden instalar fácilmente en ellas, la corta de la cubierta forestal ha sido tradicionalmente un requisito para la concesión del título de propiedad.

El análisis realizado por Ustaoglu y Aydinoglu (2019) hace una revisión de modelos para el análisis del cambio en el uso del suelo, clasificándolos, dependiendo de la aproximación metodológica que le dan al espacio, tiempo y procesos humanos.

Bajo este enfoque, modelos que utilizan series de tiempo estadísticas tienen mayor complejidad temporal, los enfoques basados en GIS tienen mayor complejidad espacial, y los modelos econométricos y de teoría de juegos tienen mayor complejidad en la toma de decisión que otras alternativas, por lo que un estudio que busque esta

configuración en las tres componentes son los que deberían apoyar el manejo urbanístico y diseño de políticas.

Teniendo en cuenta que hay metodologías que tienen un nivel de complejidad que contribuyen a mejores estimaciones asociadas a los usos del suelo y determinantes económicos, se busca hacer uso de un modelo econométrico que se ajuste a la disponibilidad de datos y objetivo de este estudio, y cuyo resultado contribuya a aterrizar los costos marginales asociados a cambios de usos del suelo para reducir la deforestación en Colombia.

e. Metodología y fuentes de información

Para conocer la distribución de las áreas del uso del suelo en el periodo inicial, y el cambio en el uso del suelo hacia el que cambian en el periodo final, se utiliza una matriz de transición. Para n tipos de uso del suelo, la matriz de transición incluye el área que están en el uso del suelo i en el periodo t inicial, y se transforma en el uso del suelo j para el año $t+h$, de la siguiente forma:

Tabla 1. Ejemplificación de una matriz de transición

Matriz Transición		Año $t+h$			
		Uso suelo 1	Uso suelo 2	Uso suelo j	Uso suelo n
Año t	Uso suelo 1	$Q_{1,1}$	$Q_{1,2}$...	$Q_{1,n}$
	Uso suelo 2	$Q_{2,1}$	$Q_{2,2}$...	$Q_{2,n}$
	Uso del suelo i	$Q_{i,j}$...
	Uso suelo n	$Q_{n,1}$	$Q_{n,2}$...	$Q_{n,n}$

En esta matriz los valores de la diagonal dan cuenta del área que no cambia de uso en el periodo analizado. Cada transición tiene asociado un costo de oportunidad, dependiendo de la diferencia de rentabilidad entre el uso inicial y el uso final (CEMR, 2021). Los resultados de las matrices de transición permitirán identificar patrones geográficos en los cambios de uso del suelo, para enfocar mejor el resto del análisis.

Con base en la metodología implementada por Heilmayr, Echeverría, y Lambin (2020), quienes utilizan un modelo económico estructural de cambio de uso del suelo, y cuyo supuesto base es que cada propietario de tierra utilizará el espacio para generar el mayor beneficio posible, se implementa una especificación logit multinomial de elección discreta para modelar los cambios en el uso del suelo. Además, este modelo supone que cada parcela está controlada por un propietario neutral al riesgo y que es tomador de precio, por lo que decide cambiar el uso del suelo si el Valor Presente Neto (VPN) de los beneficios derivados del nuevo uso superan el VPN del uso actual del suelo.

Este modelo resulta en una función de probabilidad de que suceda una transición en el uso específico del suelo dados los usos del suelo diferentes, del uso inicial j al uso final k , donde $X_{i,t}$ es una matriz $m \times i$ de variables independientes sujetas a la ubicación i y el periodo de tiempo t .

$$P(i \text{ convertida de } j \text{ a } k \text{ en el periodo } t) = \frac{e^{\beta'_{j,k} X_{i,t}}}{\sum_l \beta'_{j,l} X_{i,t}}$$

Heilmayr, Echeverría, y Lambin (2020) hacen uso de una estructura reducida en su matriz de diseño, donde cada observación de esta matriz representa un posible uso final del suelo para cada punto (i) en cada periodo de tiempo (t), y la variable de resultado es una variable binaria que indica la elección observada de la asignación del uso de la tierra entre las opciones finales de uso de la tierra. Adicionalmente cuenta con las siguientes variables explicativas:

- i) Uso del suelo observado en la ubicación i al inicio del periodo t ($J_{i,t}$)
- ii) Cada uno de los posibles usos del suelo u para el punto i al final del periodo t ($K_{u,i,t}$)
- iii) Los beneficios de los distintos usos del suelo u para el punto i al final del periodo t ($R_{u,i,t}$)
- iv) La capacidad del suelo u para el punto i (LCC_i)
- v) Dummies que diferencian la región geográfica dentro del país (G_i)

Se implementa una versión de este modelo, omitiendo la variable de región geográfica, ya que se toman observaciones que hacen parte de departamentos contiguos, constituyendo una subregión. Los datos que se van a utilizar para las variables de uso del suelo al inicio del periodo t y al final, se toman de los mapas de cobertura de la tierra Metodología Corine Land Cover Adaptada para Colombia del IDEAM a escala 1:100.000 para el periodo 2010-2012, y para el periodo 2018, utilizando la unidad geográfica de cada área de la base. Estos mismos mapas se utilizan para construir las matrices de transición entre los dos periodos que permita identificar usos del suelo principales asociados a la deforestación en el segundo periodo, y en general caracterizar la transición del uso del suelo en el periodo en cuestión. Por la complejidad del manejo de estos datos, se recurre a múltiples programas (R, QGIS, ArcGis y Python) para buscar la mejor forma de procesarlos.

Según la metodología del Banco Mundial (2016), los costos de oportunidad de REDD+ se definen como la diferencia entre los beneficios netos de mantener o mejorar la cubierta forestal y los beneficios netos de convertir estos bosques y (si es factible) utilizar la tierra para fines alternativos (por ejemplo, la agricultura a pequeña escala) medido por tonelada de CO₂ equivalente de emisiones evitadas.

El análisis del costo de oportunidad es un enfoque económico para monetizar los beneficios de estos usos del suelo, basado en el cálculo del Valor Presente Neto (VPN), resultante de un análisis del flujo de caja descontado de los costos y beneficios de un determinado uso de la tierra durante un periodo de tiempo definido. La diferencia entre el VPN más alto y el VPN más bajo es el costo de oportunidad, que indica el valor monetizado no percibido en el que tiene que incurrir el usuario del suelo al optar por el uso del suelo con el VPN más bajo.

Siguiendo lo anterior, los datos para la variable de beneficios económicos a utilizar provienen del estudio del CEMR (2021), que incluyen el VPN de los beneficios para diez tipos de cultivos: plátano, café, cacao, palma de aceite, caucho, caña de azúcar,

caña panelera, arroz, maíz, frijol, ganadería intensiva, extensiva y ultra extensiva, como costo de oportunidad de deforestar, para el año 2012.

Para el modelo binomial enfocado en ganadería, se distribuyen los beneficios de ganadería dependiendo del tamaño del área asociada a cada observación, tomando como proxy del tamaño de la finca, donde los de menor tamaño a 28 hectáreas se consideran ganadería intensiva, entre 28 hectáreas y 107 hectáreas se consideran extensivo, y mayores a 107 hectáreas se considera ultra extensivo. Esta subdivisión va de la mano con los tamaños de los arquetipos de fincas utilizados para calcular los ingresos y costos asociados. Pero para el modelo multinomial, en el que el costo de oportunidad de un uso del suelo es el máximo beneficio posible entre ganadería y cultivos, dependiendo del uso en 2012, se toma para ganadería el promedio de los tres tipos, intensivo, extensivo y ultra extensivo, resultante en 186,693COP/ha, ya que la mayoría de los cultivos tienen un beneficio mayor a de todos los tipos de ganadería incluidos.

Tabla 2. Beneficios de cada tipo de cultivo

Cultivo	Café	1,773,961.53
	Plátano	812,059.00
	Cacao	970,074.71
	Palma de Aceite	650,210.32
	Caucho	5,059,633.41
	Caña de Azúcar	2,318,541.15
	Caña Panelera	128,421.9
	Arroz	4,478,036.20
	Maíz	499,694.68
	Frijol	1,321,481.51
Pastos	Ganadería Intensiva	371,735.75
	Ganadería extensiva	177,776.71
	Ganadería ultra extensiva	10,581.95

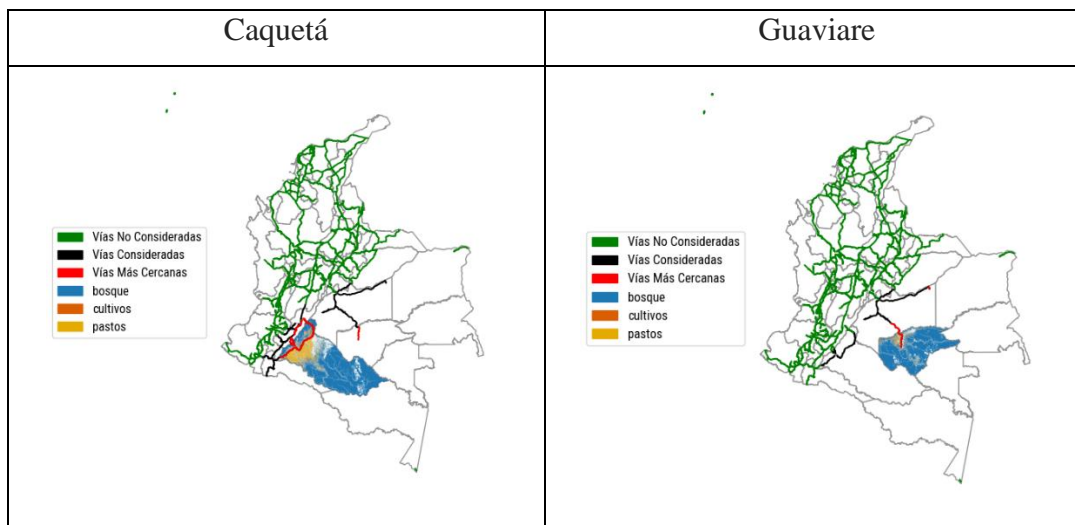
Por el otro lado, para calcular el costo de oportunidad de cada municipio respecto de los cultivos, se ponderan los beneficios recibidos de cada tipo de cultivo en la Tabla 2 por las cantidades sembradas de esos cultivos en cada municipio, esto ya que el dueño de la tierra tiene más de una alternativa de producto a cultivar al pensar en el cambio de uso del suelo. La información de hectáreas sembradas para el 2012 se toma del Sistema de Información para la Planificación Rural Agropecuaria (SIPRA) del

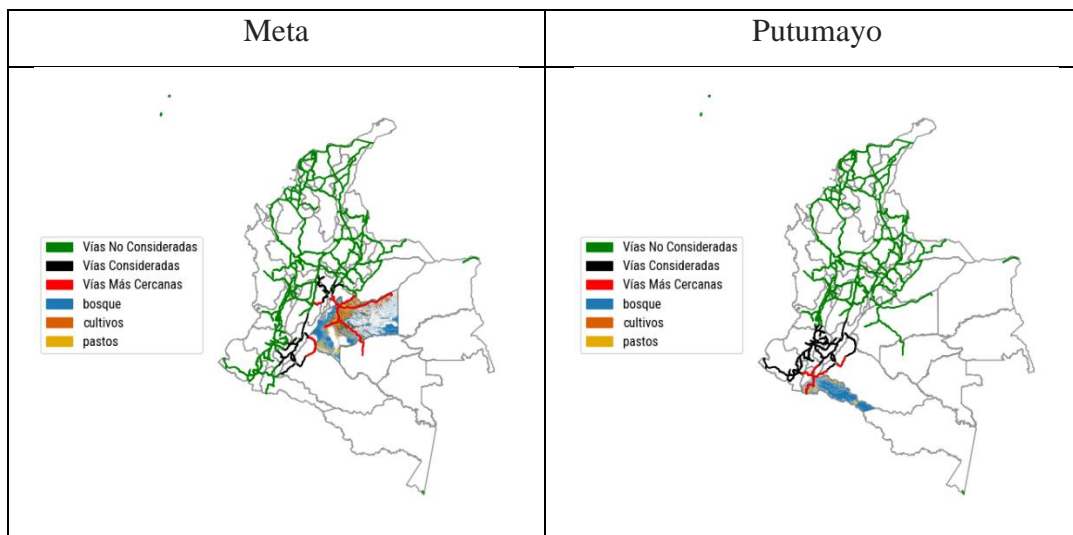
IDEAM, que incluye las Evaluaciones Agropecuarias Municipales (EVA) para cada año, incluyendo el 2012. Además, permite extraer la productividad de la tierra a nivel municipal para cada tipo de cultivo sembrado.

Finalmente, en vez de utilizar una variable de calidad de la tierra, cuyos datos disponibles estaban asociados a productividad de la tierra y eran también derivados de las Evaluaciones Agropecuarias Municipales (EVA), ya que podían tener una alta correlación con la variable de costo de oportunidad dado que ambas están asociadas a los cultivos bajo los cuales se pondera el beneficio económico, se utiliza una variable de distancia a la carretera más cercana para analizar la viabilidad del cambio de uso del suelo asociado a deforestación para producir y comerciar bienes.

Esta variable se construyó a través de un ejercicio extenso de iteración, comparando la distancia de cada observación (área) tomada en cuenta en el modelo econométrico (cuatro departamentos seleccionados) a todas las vías cercanas, y tomando la distancia más corta en kilómetros. La información de vías se toma del mapa de carreteras del Instituto Nacional de Vías (INVIAS) para el 2016, que fue su primer año de publicación, y que incluye información cartográfica de la red nacional de carreteras, carreteras secundarias y carreteras complementarias.

Tabla 3. Vías utilizadas para el cálculo de la variable de distancia en km





En la Tabla 3 se muestra el mapa de vías de INVIAS respecto de la ubicación de las observaciones de cada departamento incluido en el estudio econométrico, y se resaltan en negro todas las vías tenidas en cuenta para el caso de cada departamento, y luego en rojo las vías que resultaron ser las más cercanas para el grupo de observaciones, y cuya distancia a cada área es la que se tuvo en cuenta dentro de la variable del modelo econométrico.

f. Resultados

Los datos del IDEAM para el 2018 cuentan con 332,333 observaciones con hasta 5 niveles de subdivisión de coberturas de la tierra y varias subdivisiones dentro de cada una. Los datos para el 2012 cuenta con 229,636 observaciones, y solo cuenta con el nivel 3 de subdivisión de coberturas de la tierra, por lo que las bases se cruzan bajo la clasificación de nivel 3 de uso del suelo. Al cruzar estas dos bases se tiene la clasificación de uso del suelo para cada área del país incluida en los mapas, tanto en 2012 como en 2018, la intersección resulta en 1,296,733 de observaciones.

En la Tabla 4, se presenta uno de los resultados de matriz de transición para el municipio de San Vicente del Caguán, en el departamento de Caquetá, que fue el municipio con mayor deforestación neta, sumando pérdida y ganancia de bosque, del país (Ver Figura 2). Este ejercicio se realiza con todos los municipios del país, exceptuando los que hacen parte de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

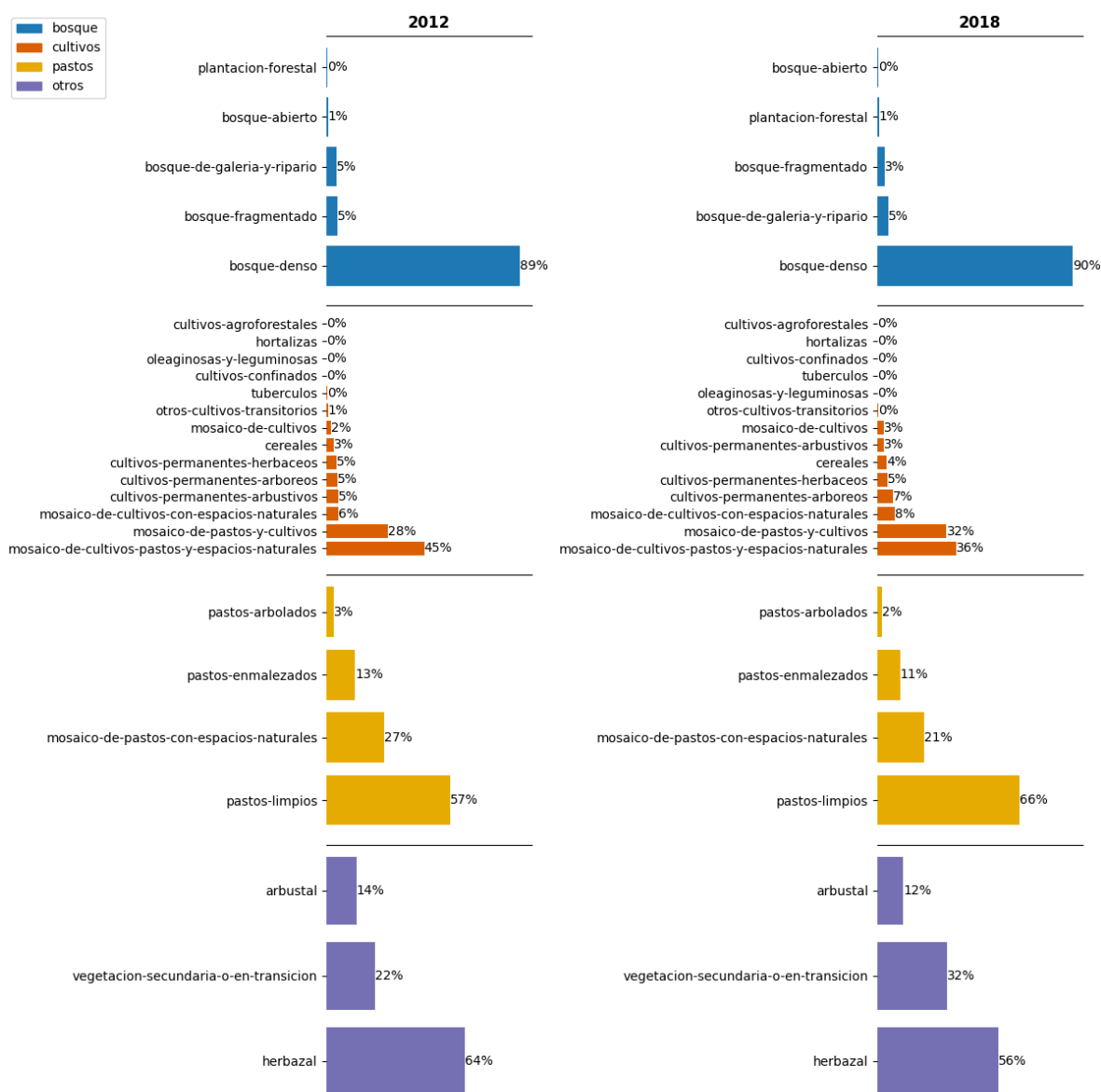
Específicamente para San Vicente del Caguán se puede ver que la mayor cantidad de bosque perdido es el bosque denso donde 640 km² cambian de uso del suelo a pastos limpios, seguido de 121km² que pasan a mosaico de pastos con espacios naturales.

Tabla 4. Matriz de transición de cambio de uso del suelo para San Vicente del Caguán

Matriz de Transición	Uso del suelo en 2018 (km2)												
	2.1.1. Otros cultivos transitorios	2.3.1. Pastos limpios	2.3.2. Pastos arbolados	2.3.3. Pastos enmalezados	2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos	2.4.3. Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales	3.1.1. Bosque denso	3.1.3. Bosque fragmentado	3.1.4. Bosque de galería y ripario	3.2.1. Herbazal	3.2.2. Arbustal	3.2.3. Vegetación secundaria o en transición
Uso del suelo en 2012 (km2)													
2.3.1. Pastos limpios	-	935.30	-	101.27	8.10	17.66	102.01	5.56	3.06	0.33	1.06	-	40.46
2.3.3. Pastos enmalezados	-	202.93	-	34.91	3.22	11.78	30.58	0.83	0.71	0.10	0.28	-	24.02
2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos	-	0.10	-	0.30	-	-	-	0.00	-	-	-	-	0.49
2.4.3. Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	-	5.27	-	0.44	-	-	2.42	0.40	0.00	0.00	-	-	0.59
2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales	-	237.06	-	33.77	7.54	49.71	210.89	6.29	5.11	0.53	1.26	-	117.59
3.1.1. Bosque denso	1.75	640.89	2.87E-08	52.55	8.92	26.82	121.15	11,019.00	135.37	10.18	3.74	0.00	71.11
3.1.3. Bosque fragmentado	-	51.07	2.85E-08	5.07	0.61	13.24	33.89	8.18	124.23	1.20	0.06	-	36.97
3.1.4. Bosque de galería y ripario	-	2.32	-	0.94	0.00	0.47	3.26	16.52	1.30	301.82	7.93	0.00	1.41
3.2.1. Herbazal	-	29.86	-	0.56	1.48	0.87	16.96	8.20	0.50	2.65	1,662.33	0.84	30.67
3.2.2. Arbustal	-	-	-	0.00	-	-	-	0.00	0.00	0.00	1.14	27.21	0.81
3.2.3. Vegetación secundaria o en transición	-	221.42	-	21.04	1.47	20.33	97.66	12.03	12.99	0.84	0.41	-	263.92

Como se mencionaba, en primera instancia se generaron matrices de transición para todos los municipios del país exceptuando San Andrés, Providencia y Sta. Catalina, para los que no había datos de uso del suelo en el 2018. Con la información de estas matrices de transición se clasificaron los usos del suelo en 4 subgrupos: bosques, pastos, cultivos y otros, de manera que los costos de oportunidad de cada grupo se puedan asignar y diferenciar en las siguientes etapas. La clasificación de los usos del suelo bajo los subgrupos que incluye el IDEAM en los mapas de cobertura, que están alineados con la metodología de Corine Land Cover, se subdividen como sigue:

Figura 1. Clasificación de los usos del suelo



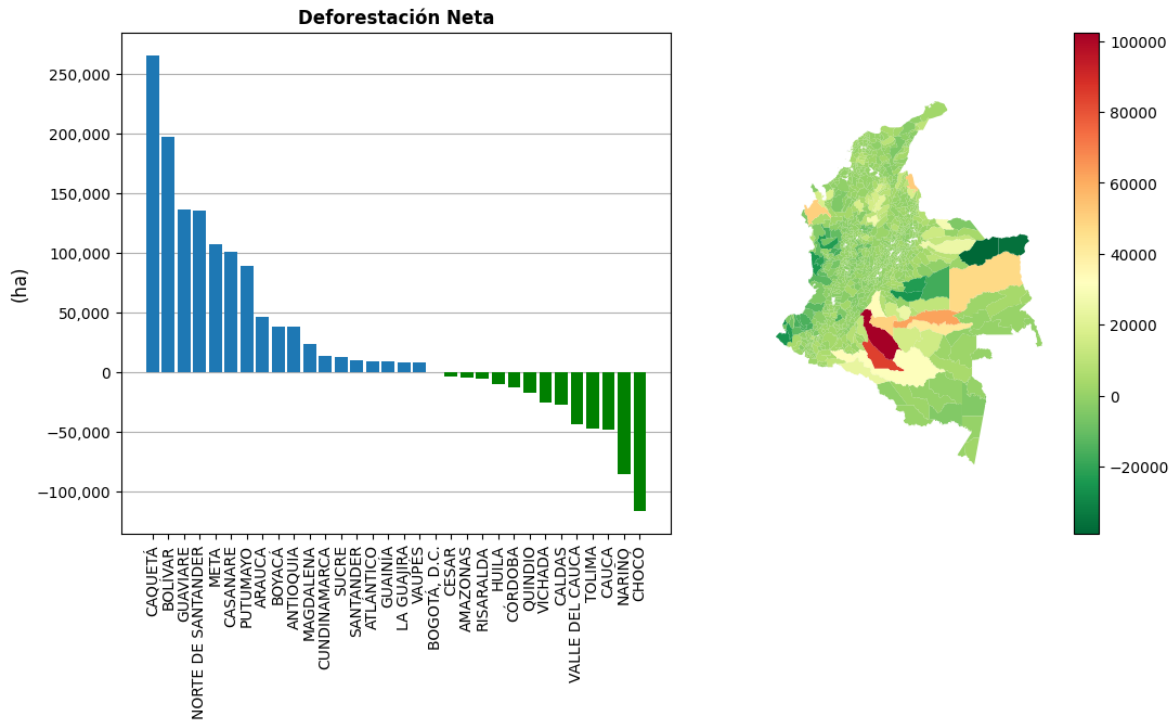
Como se puede evidenciar en la Figura 1, todas las observaciones que hacían referencia a bosques se unificaron, y la cobertura más prominente es la de bosque denso para ambos años, que acumula alrededor del 90%. Dentro de la clasificación de pastos, que es el grupo que tiene más usos del suelo asignados, se puede identificar que predomina el mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales, aunque no está tan concentrado como el uso de bosque.

Es importante resaltar que los usos del suelo que incluyen tanto pastos como cultivos se incluyeron dentro de cultivos, teniendo en cuenta que el costo de oportunidad asociado a agricultura y ganadería puede variar significativamente, siendo los menores costos de oportunidad incluidos, los asociados a ganadería, por lo que se separan los usos del suelo que son únicamente pastos para diferenciar lo que está asociado a ganadería. Adicionalmente, los cultivos agroforestales, que podrían tener costos de oportunidad y emisiones que requirieran un tratamiento diferente al resto de cultivos, son cercanos al 0% de las observaciones que hacen parte de cultivos.

De esta forma, en la clasificación de pastos predominan los pastos limpios, y para las coberturas del suelo que no se pueden incluir en pastos, bosques o cultivos, se separan en una clasificación llamada “otros”, donde predominan los usos herbazal, seguido de vegetación secundaria o en transición, y arbustal.

Bajo la clasificación anterior, se procede a identificar los cambios en el uso del suelo, inicialmente las pérdidas de bosque, como se muestra en la Figura 2.

Figura 2. Ordenamiento de departamentos y municipios por deforestación neta entre 2012 y 2018



Nota: Es importante anotar que los resultados de este estudio se deben interpretar a la luz de las limitaciones de los datos empleados. El IDEAM produce mapas de bosque/no bosque que son los normalmente empleados para analizar los procesos de deforestación. En este estudio se utiliza mapas de cobertura de la tierra del IDEAM que permiten estudiar procesos de transición entre diferentes usos pero pueden contener mayor margen de error de medición de las áreas de bosque. Esto puede llevar a errores del cálculo de pérdida y/o ganancia de áreas de bosque en ciertas regiones.

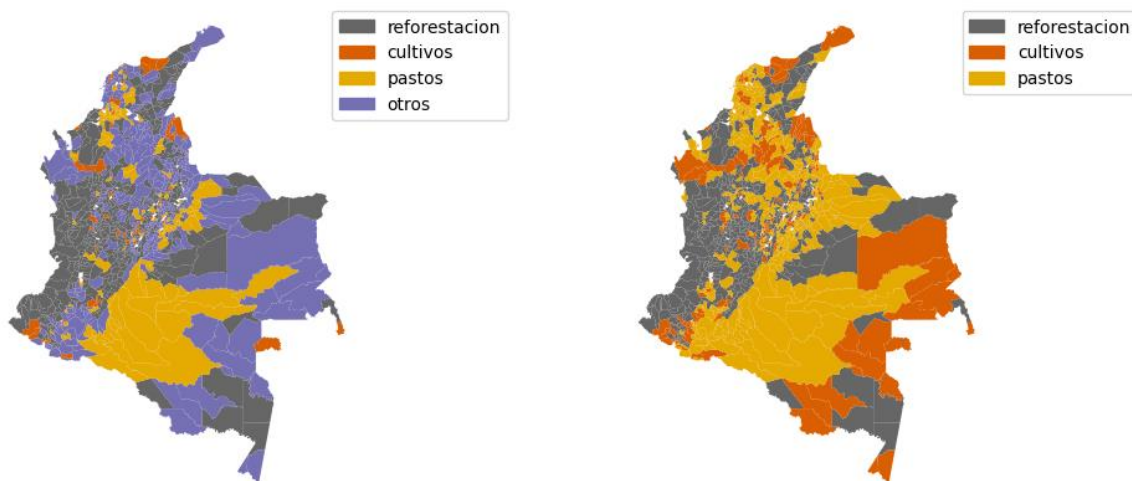
A escala departamental, Caquetá presenta un nivel muy superior de deforestación respecto del resto de departamentos, seguido de Bolívar, Guaviare, Norte de Santander, Meta, Casanare y Putumayo, en orden de mayor a menor cantidad de deforestación. Estos 7 departamentos presentan una incidencia de deforestación de alrededor del doble del resto de departamentos del país.

Este patrón se mantiene a nivel municipal, donde la mayoría de los municipios con mayor deforestación son contiguos ubicados en la región de la Amazonia y Orinoquía, formando un cinturón de deforestación. De aquí se resaltan los departamentos de Caquetá, Guaviare, Meta y Putumayo, que en el ordenamiento departamental no son los cuatro con mayor deforestación, pero están dentro de los siete primeros, y a nivel municipal cuentan con la mayoría de los municipios con mayor deforestación. Igualmente se menciona Vichada, que cuenta con uno de los municipios de mayor

deforestación (Cumaribo), y además con los municipios de mayor reforestación. Particularmente este municipio está rodeado de municipios con baja deforestación e incluso reforestación.

Tras revisar la deforestación neta, se estudian los usos finales que predominan en el 2018 en los territorios que eran bosque en el 2012, los cuales se presentan en la Figura 3, se aclara que ambos mapas muestran el uso al que llega al final del periodo.

Figura 3. Cambios de uso del suelo predominantes a nivel municipal para el 2018.



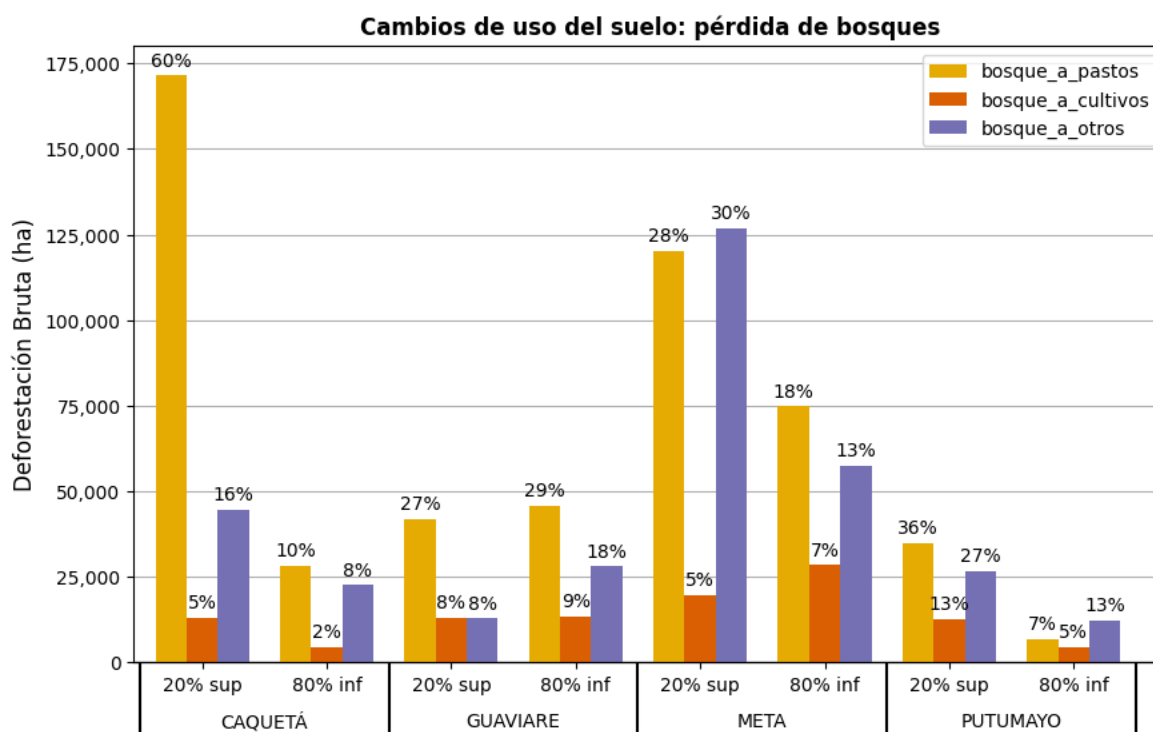
Se identifica que gran parte de la zona que se mencionaba previamente con mayor deforestación pasa a pastos, también que una gran parte de los bosques de 2012 pasan al uso “otros” y se reitera que la zona pacífica es la que cuenta con mayor reforestación en territorios contiguos. Teniendo en cuenta que no se tiene un costo de oportunidad que se le pueda asignar al uso clasificado como “otros”, en el mapa de la derecha se analiza cuál es el uso predominante sin tener en cuenta el uso “otros”. Incrementan los municipios que cambian de bosque hacia pastos, y aparecen varios que migran a cultivos, pero en menor medida.

Una gran cantidad de bosques se pierde al uso del suelo otros, que agrupa herbazal, arbustal y vegetación en transición. Específicamente, se encuentra que del bosque que había en el 2012, que acumulaba 56,804,332 hectáreas, la mayoría continúa en el 2018, ya que el 3.37% paso a otros, el 2.39% paso a pastos, y el 1.22% pasó a cultivos,

por lo que solo el 6.98% del área que en 2012 era bosque paso a otro uso diferente en 2018. Ahora, respecto del área que pasó de bosque a un uso del suelo alternativo, el 17.5% pasó a cultivos, el 34.27% pasó a pastos y el 48.22% pasó a otros.

Entrando en mayor detalle de los resultados de las matrices de transición, específicamente para los departamentos que conforman el “cinturón de deforestación” mencionado previamente, Caquetá, Putumayo, Meta y Guaviare, se analiza la concentración de la pérdida de bosque en la Figura 4.

Figura 4. Detalle de pérdida de bosques en Caquetá, Putumayo, Meta y Guaviare



Se puede ver el contraste de los municipios con mayor deforestación, siendo Caquetá y Meta, y menor deforestación (Putumayo y Guaviare), y en 3 de los 4 casos el 20% de los municipios de mayor deforestación acumulan más deforestación que el 80% de los municipios restantes, presentando un fenómeno de alta concentración municipal. Más aún, se resalta el caso de Caquetá, donde el 80% de su deforestación se ubicó en el 20% de sus municipios con mayor deforestación. Además, el 70% de su deforestación proviene de pastos, mientras que solo 7% está asociada a cultivos.

Tomando las observaciones de estos cuatro departamentos, se corre un modelo preliminar reflejado en la Tabla 6 utilizando únicamente las observaciones que incluyen los usos de suelo bosque y pastos, para analizar la relación de cambio de usos de suelo asociada a ganadería intensiva, extensiva y ultra extensiva, tras analizar los resultados de las matrices de transición, que arrojan una preferencia por el cambio de uso del suelo de bosque a pastos.

Tabla 5. Estadísticas descriptivas de las variables utilizadas en el modelo econométrico logit binomial

Variable	Valores que toma	Promedio	Desviación Estándar	Observaciones
Uso_suelo_2012	1: bosque, 0: pasto	0.648	0.477	75,308
Uso_suelo_2018	1: bosque, 0: pasto	0.535	0.498	
costo_oportunidad	Pasar a pasto: Ganadería intensiva: <28ha, \$371,736 COP/ha Ganadería extensiva: >28ha, <107ha, \$177,777COP/ha Ganadería ultra extensiva:>107ha, \$10,582COP/ha	183,666.8	168,444.4	
	Pasar a bosque: \$0COP/ha			

En la Tabla 5 se presentan las estadísticas descriptivas de un primer modelo econométrico, en el que se incluyen datos únicamente de bosques y pastos, y los costos de oportunidad asociados a ganadería. Se puede ver que hay una alta cantidad de observaciones, que incluyen los departamentos de Caquetá, Guaviare, Meta y Putumayo, en los cuales la distribución entre estos dos usos del suelo es de 64% bosque para el 2012, y 53% bosque para el 2018, dando cuenta de la pérdida de bosque mencionada previamente. Adicionalmente, se presenta un promedio de 183,666COP/ha para el costo de oportunidad, que refleja una mayor cantidad de observaciones asociadas a áreas de menor tamaño, 30,889 observaciones están asociadas con el costo de oportunidad de ganadería intensiva, de las 48,863 observaciones que tienen asociado un costo de oportunidad por la posibilidad de deforestar y pasar a pastos.

Tabla 6. Resultados modelo logit binomial con transición de bosques a pastos

VARIABLES	(1) uso_2018 Coeficiente	(2) uso_2018 Odds ratio	(3) uso_2018 Efectos Marginales	(4) uso_2018 Elasticidades
uso_suelo_2012	2.656*** (0.0359)	14.24*** (0.511)	0.592*** (0.00688)	0.750*** (0.00975)
costo_oportunidad	-7.81e-06*** (1.02e-07)	1.000*** (1.02e-07)	-1.74e-06*** (1.92e-08)	-0.746*** (0.0113)
Constante	-0.0715*** (0.0123)	0.931*** (0.0115)		
Observaciones	75,308	75,308	75,308	75,308

Errores estándar robustos en paréntesis

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Del resultado de coeficientes, se puede ver que el coeficiente asociado al costo de oportunidad es negativo, por lo que el incremento en una unidad monetaria reduce la probabilidad logarítmica de que haya bosque en 2018 en $-7.81e-06$, entonces a mayor costo de oportunidad, la probabilidad logarítmica de que haya bosque en 2018 disminuye. Transformándolo con la función exponencial, se encuentra el cociente de probabilidades es equivalente a 1, por lo que a pesar de que es significativa la variable, el costo de oportunidad no tiene efecto sobre la probabilidad. Evaluando los efectos marginales, se puede ver que un incremento de una unidad monetaria en el costo de oportunidad, reduce la probabilidad de que en el 2018 el área sea bosque en 0.000174%. Finalmente analizando las elasticidades, ya que la variable de costo de oportunidad es continua, resulta en que un incremento en 1% en el costo de oportunidad reduce en -0.746% la probabilidad de que en 2018 el área sea bosque.

Con este resultado, y bajo el supuesto de que se comporta de forma lineal, una compensación de 10.000 COP/ha en 2012 para evitar la deforestación, aumenta la probabilidad de que se mantenga el bosque en 2018 en un 1.74%. Se utilizan los 10,000 COP/ha como punto de referencia teniendo en cuenta que el menor costo de oportunidad de los usos alternativos analizados se encuentra alrededor de este valor y se asocia con ganadería ultra extensiva.

Posteriormente, se corre el modelo logit multinomial que incluye tres usos del suelo, bosque, pasto y cultivos, siguiendo la clasificación mencionada en la Figura 1, además de añadir una variable de distancia a vía más cercana. Para este caso se cuenta con 154,320 observaciones, con un tamaño de área promedio de 1.22km², y donde la variable de costo de oportunidad asociada a pasar de bosque o pastos a cultivos resulta de ponderar los beneficios de todos los cultivos incluidos en la Tabla 2 por la cantidad de cada uno en el 2012 para cada municipio. El resumen de las variables incluidas se presenta en la Tabla 7.

Tabla 7. Estadísticas descriptivas de las variables utilizadas en el modelo econométrico logit multinomial

Variable	Valores que toma	Promedio	Desviación Estándar	Observaciones
Uso_suelo_2012	1: bosque, 2: cultivos, 3: pasto	2.021	0.972	154,320
Uso_suelo_2018	1: bosque, 2: cultivos, 3: pasto	2.172	0.914	
costo_oportunidad	Bosque: máximo entre pasar a pasto o a cultivo	1,408,016	623,844	
	Cultivo: máximo entre pasar a bosque (\$0COP/ha) o a pastos (\$186,698COP/ha)			
	Pasto: máximo entre pasar a bosque (\$0COP/ha) o a cultivo			
distancia_carretera	Valor numérico de distancia a la carretera más cercana de cada observación en km	44.08	44.64	

La distribución de los datos incluidos incluye 71,270 observaciones de bosque, 8,415 observaciones de cultivos y 74,635 observaciones de pastos para el uso del suelo en 2012. Para 2018 la distribución cambia ligeramente, ya que las observaciones que componen bosque en 2018 son 53,491, mientras que hay más cultivos subiendo a 20,758 y más pastos, con 80,071 observaciones, todo esto sumando las 154,320 observaciones estudiadas. A continuación, se presentan los resultados del modelo, donde el resultado base se toma 1-bosque, 1._predict es la probabilidad $Pr(\text{uso_suelo_2018}==\text{bosque})$, 2._predict es la probabilidad

Pr(uso_suelo_2018==cultivos), y 3._predict es la probabilidad Pr(uso_suelo_2018==pastos):

Tabla 8. Resultados modelo logit multinomial

VARIABLES	(1) Coeficiente cultivos	(2) Coeficiente pastos	(3) Efectos Marginales Cultivos 2012	(4) Efectos Marginales Pastos 2012	(5) Efectos Marginales Costo Op.	(6) Efectos Marginales km a carrete
uso_suelo_2012 = 2, cultivos	0.979*** (0.0375)	0.0548* (0.0312)				
uso_suelo_2012 = 3, pastos	0.120*** (0.0174)	0.355*** (0.0116)				
costo_oportunidad	3.70e-08** (1.56e-08)	7.59e-08*** (1.06e-08)				
distancia_carretera	-0.00575*** (0.000204)	-0.00464*** (0.000128)				
1._predict			-0.0745*** (0.00620)	-0.0693*** (0.00249)	-1.51e-08*** (2.27e-09)	0.00108*** (2.66e-05)
2._predict			0.149***	-0.0105***	-9.97e-10	- 0.000339***
3._predict			-0.0741*** (0.00627)	0.0798*** (0.00175)	1.61e-08*** (1.62e-09)	- (2.20e-05)
Constant	-0.872*** (0.0289)	0.335*** (0.0196)	(0.00659)	(0.00261)	(2.35e-09)	(2.96e-05)
Observations	154,320	154,320	154,320	154,320	154,320	154,320

Los resultados revelan que, por cada incremento en una unidad monetaria en el costo de oportunidad, la probabilidad logarítmica de cultivos respecto de bosques en 2018 incrementa por $0.0037 * 10^{-5}$. Por cada incremento en un km de distancia a una carretera, la probabilidad logarítmica de pasar a cultivos respecto de bosques en 2018 disminuye en 0.0057. Comparando cultivos respecto de bosques en 2012, la probabilidad logarítmica de pasar de cultivos respecto de bosques en 2018 incrementa en 0.97.

Teniendo en cuenta los efectos marginales, el incremento de una unidad en el costo de oportunidad disminuye la probabilidad de que haya bosque en el 2018 en 0.00000151%. Entonces una compensación de 100.000COP/ha en 2012 incrementa la probabilidad de que en 2018 se mantenga el bosque en 0.151%. Este impacto es significativamente inferior al que se había estimado con el modelo binomial, por lo que la inclusión de la variable de distancia a carretera le quita parte del impacto a la variable de costo de oportunidad. El incremento de un km de distancia a una carretera aumenta la probabilidad de que haya bosque en el 2018 en un 0.108%, y disminuye la probabilidad de que haya cultivo en 2018 en un 0.033%, y de que haya pastos en 2018 en un 0.074%. pasto respecto de bosque en 2012 incrementa la probabilidad de volverse bosque en 2018.

Estos resultados reiteran la relevancia de los costos de oportunidad para los cambios de uso del suelo para pastos, como sucedía en el modelo binomial, pero además incluye la relevancia de la distancia a carreteras a la hora de generar el cambio de uso del suelo hacia cultivos, pastos y bosques, teniendo una relación inversa con cultivos y pastos, donde a mayor distancia menor probabilidad de que en 2018 haya pastos o cultivos y viceversa con bosques.

g. Discusión de Resultados y Limitaciones

En primer lugar, se realiza un chequeo de realidad de la cantidad de hectáreas de bosque resultantes del análisis de datos respecto de datos publicados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, y se encuentra que en la Estrategia Integral de Control a la Deforestación y Gestión de los Bosques se encuentra una aproximación del área de bosques hacia 60Mha, por lo que no es claro si los datos son coincidentes del todo con los 56.8Mha hallados en el presente estudio.

En segundo lugar, se contrastan los resultados del área de bosques deforestado. Al comparar con datos publicados por el Departamento Nacional de Planeación a través del CONPES 4021 de 2020, se evidencia una sobreestimación de la cantidad de hectáreas deforestadas. A pesar de que la versión de datos utilizados puede variar, y la subdivisión de usos del suelo incluidos nivel de detalle clasificación (nivel Corine Land Cover) puede ser diferente entre los datos utilizados en esas publicaciones y los datos utilizados en el estudio, la diferencia

parece estar asociada con la publicación misma de los datos, en tanto la mayoría de estudios que analizan la deforestación tienden a utilizar la serie de Cobertura de Bosque publicada por el IDEAM, que al enfocarse únicamente en analizar que se considera un área de bosque y que no, puede ser más precisa en cuanto a la interpretación de las imágenes satelitales utilizadas para discernir el uso de la tierra. Desafortunadamente, para el ejercicio realizado en el presente documento no se podía hacer uso de esa serie de datos ya que se requirió información de todos los usos del suelo, por lo que la serie enfocada únicamente en bosque no permitía el análisis, de manera que se realizó con la mejor información disponible y apropiada. Respecto de otros datos utilizados, se resalta que en la literatura se han encontrado variables que afectan la deforestación y que podrían implementarse en una extensión del estudio, pero se priorizó el análisis de vías. Una limitante en el mapeo de carreteras de INVIAS es que no incluye vías de todo tipo, subestimando el impacto de cercanía con carreteras sobre la probabilidad de deforestar.

Dentro del estudio econométrico, en el modelo binomial se utilizan los 10,000 COP/ha como punto de referencia para analizar los resultados teniendo en cuenta que el menor costo de oportunidad de los usos alternativos analizados se encuentra alrededor de este valor y se asocia con ganadería ultra extensiva. Respecto del modelo multinomial se encuentra un impacto inferior al que se había estimado con el modelo binomial, por lo que se puede entender que la inclusión de la variable distancia a carretera le quita parte del impacto a la variable de costo de oportunidad, ya que la primera resulta significativa.

Es importante mencionar que el resultado se interpreta bajo el supuesto de que un costo de oportunidad suficientemente alto hará que el dueño de la tierra decida recibir una compensación por mantener el bosque en vez de otros beneficios económicos por cambiar el uso del suelo, además de que el costo de reducir la deforestación se toma como el resultado del modelo econométrico, asociado a un pago como compensación por no deforestar un espacio que aún es bosque y que parte de los costos de oportunidad incluidos en el modelo.

Dentro de las oportunidades para ampliar el estudio, el análisis econométrico se enfoca en 4 departamentos de los 31 de los que se hicieron matrices de transición, por lo que se puede

ampliar el análisis a los 31 departamentos ya que se cuenta con los datos procesados en una etapa preliminar. Adicionalmente los costos de oportunidad utilizados corresponden a 10 tipos de cultivos distintos, además de ganadería, pero en el país se cuenta con una cantidad mayor de cultivos, por lo que se puede mejorar el detalle de la estimación de costos de oportunidad tanto a nivel de escala geográfica como en cantidad de productos cultivados. Finalmente se puede ampliar temporalidad de estudio con datos de cambio de uso del suelo posteriores a 2018, ya que recientemente el IDEAM publicó la serie de datos de uso del suelo asociados a 2020, y se puede incluir dentro del análisis variables para estudiar el factor ilegalidad que ha resultado relevante en el análisis del uso del suelo en la literatura revisada.

h. Conclusiones

El análisis municipal del cambio de uso del suelo en Colombia arrojó que el 34.27% de bosques que se pierden pasan a pastos, cuyo principal uso productivo es la ganadería, 48.22% de bosques pasan a otros y 17.5% de bosques pasan a cultivos.

En términos de departamentos, fuera de la región Amazónica y de la Orinoquía, donde sucede la mayor deforestación, el departamento de Bolívar presenta la segunda cifra de mayor deforestación a nivel departamental. Aún en los departamentos con mayor deforestación, hay una tendencia de concentración municipal, que quiere decir que la deforestación no tiende a manejar los mismos niveles en todos los municipios de un departamento, sino que tienden a ser unos municipios específicos de varios departamentos los que acumulan la mayor cantidad de deforestación. Esta acumulación podría ayudar a focalizar las políticas públicas asociadas a la reducción de deforestación.

Es importante anotar que los resultados de este estudio se deben interpretar a la luz de las limitaciones de los datos empleados. El IDEAM produce mapas de bosque/no bosque que son los normalmente empleados para analizar los procesos de deforestación. En este estudio se utiliza mapas de cobertura de la tierra del IDEAM que permiten estudiar procesos de transición entre diferentes usos pero pueden contener mayor margen de error de medición de las áreas de bosque. Esto puede llevar a errores del cálculo de pérdida y/o ganancia de áreas de bosque en ciertas regiones.

El modelo econométrico binomial, implementado con costos de oportunidad asociados únicamente a ganadería, arroja que una compensación de 10.000 COP/ha en 2012, aumenta la probabilidad de que se mantenga el bosque en 2018 en un 1.74%, %, evitando la liberación de entre 195.35 y 556.08 ton de CO₂eq por hectárea³. Por el otro lado, el modelo multinomial arroja que una compensación de 100.000 COP/ha en 2012 incrementa la probabilidad de que en 2018 se mantenga el bosque en 0.151%, evitando la liberación de entre 195.35 y 556.08 ton de CO₂eq por hectárea, y al incluir la variable de distancia a carretera, se encuentra que un incremento de un kilómetro de distancia a una carretera aumenta la probabilidad de que haya bosque en el 2018 en un 0.108%

En términos prácticos, el resultado puede ser incluido en el uso de medidas económicas de compensación monetarias efectivas dentro de la política pública ya existente en el país, por ejemplo dentro de la medida 2.1 de la Estrategia Integral de Control a la Deforestación y Gestión de los Bosques, que menciona la inclusión de instrumentos económicos para el Desarrollo e implementación de un Programa de forestería comunitaria basado en la asociatividad y cadenas de valor de bienes y servicios del bosque. Aunque muchas medidas tienen una aplicación a nivel de región o departamento, el análisis puede hacerse bajo una focalización más desagregada en los municipios más afectados por la deforestación, teniendo en cuenta que el presente estudio evidencia la concentración de la problemática a nivel de municipio, y esto puede contribuir al éxito de la medida al ser más costo efectiva.

i. Bibliografía

- Agudelo, W. J., Castillo, N. C., & Murcia, U. (2023). Scenarios of land use and land cover change in the Colombian Amazon to evaluate alternative post-conflict pathways. *Nature, Scientific Reports, 13*, 2152.
- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., & Retana, J. (2013). National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change, 13*, 1181-1193.

³ Tomado de la estimación de factores de emisión del bosque natural por cada bioma en Colombia (Tabla 6) estimado por MinAmbiente e IDEAM (2020).

- Armenteras, D., Rudas, G., Rodriguez, N., Sua, S., & Romero, M. (2006). Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 353-368.
- Banco Mundial. (2016). *Estimation of REDD+ cost elements*. Washington: The World Bank.
- Centro de Estudios Manuel Ramirez (CEMR). (2021). *Análisis de Costo-beneficio de las actividades de restauración en el marco de las metas establecidas*. Bogotá: World Resources Institute.
- Centro de Estudios Manuel Ramirez (CEMR). (2021). *Estudio de Costo Efectividad de la gestión de los bosques e incidencia de los instrumentos de precio al carbono*. Bogotá: World Resources Institute (WRI).
- Environmental Defense Fund (EDF). (16 de Abril de 2021). *REDD+: Protecting tropical forests on a large scale*. Obtenido de Reducing deforestation by increasing the economic value of living forests: <https://www.edf.org/redd-protecting-tropical-forests>
- Eory, V., Pellerin, S., Carmona, G., Lehtonen, H., Licite, I., Mattila, H., . . . Schulte, R. (2018). Marginal abatement cost curves for agricultural climate policy: State-of-the art, lessons learnt and future potential. *Journal of Cleaner Production*, 182, 705-716.
- Hänggli, A., Levy, S. A., Armenteras, D., Bovolo, C., Brandão, J., Rueda, X., & Garrett, R. D. (2023). A systematic comparison of deforestation drivers and policy effectiveness across the Amazon biome. *Environmental Research Letters*, 18(073001).
- Heilmayr, R., Echeverría, C., & Lambin, E. F. (22 de Junio de 2020). Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability*, 3, 701-709.
- IDEAM, Fundación Natura, PNUD, MADS, DNP, Cancillería. (2021). *Tercer Informe Bienal de Actualización de Colombia a la Convención Marco de las Naciones para el Cambio Climático (CMNUCC)*. Bogotá D.C.: IDEAM, Fundación Natura, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA, FMAM.
- Jaramillo, C. F., & Thomas, K. (1999). *La deforestación y los derechos de propiedad en América Latina*. Banco Interamericano de Desarrollo (BID).
- Kesicki, F., & Elkins, P. (2012). Marginal abatement cost curves: a call for caution. *Climate Policy*, 219-236.
- Kotchen, M. J., Rising, J. A., & Wagner, G. (2023). The costs of “costless” climate mitigation. *Science, Policy Forum*, 382, 1001-1003.

- Lubowski, R. N. (2002). *Determinants of land-use transitions in the United States: econometric estimation of a Markov model*. Washington: U.S. Department of Agriculture.
- MinAmbiente e IDEAM. (2020). *Propuesta de nivel de referencia de las emisiones forestales por deforestación en Colombia para pago por resultados de REDD+ bajo la CMNUCC*. Bogotá D.C.: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Obtenido de https://redd.unfccc.int/media/18-08-2020_nref_colombia_v8.pdf
- Nelson, G., Harris, V., & Stone, S. (1999). *Spatial Econometric Analysis and Project Evaluation: Modeling Land Use Change in the Darién*. Washington: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Ovalle Sanabria, K. (2015). *Identificación de determinantes en la selección del uso del suelo agropecuario en Colombia*. Obtenido de Universidad de los Andes: <http://hdl.handle.net/1992/13340>
- Prem, M., Saavedra, S., & Vargas, J. F. (2020). End-of-conflict deforestation: Evidence from Colombia's peace agreement. *World Development*, 129(104852).
- Saavedra, V., Carriazo, F., Junca, J. F., Puyana, R., Reyes, C. F., & Salazar, M. M. (2022). *Diagnóstico y recomendaciones sobre el ordenamiento territorial en Colombia*. Bogotá : Fedesarrollo.
- Timilsina, G., Pang, J., & Yang, X. (2021). Linking Top-Down and Bottom-UP Models for Climate Policy Analysis. *Policy Research Working Paper*, pág. 8905.
- Ustaoglu, A., & Aydinoglu, A. (2019). Theory, Data, and Methods: A Review of Models of Land-Use Change. En I. Global, *Digital Research Methods and Architectural Tools in Urban Planning and Design* (págs. 156-202). IGI Global.
- Verburg, P., Schot, P., Dijst, M., & Veldkamp, A. (2004). Land-use change modeling: Current practice and research priorities. *GeoJournal*, 309-324.