

## ESTIMACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS BOSQUES PERTURBADOS EN CHIAPAS, MÉXICO, USANDO DATOS SATELITALES E INFORMACIÓN AUXILIAR

MIGUEL ÁNGEL CASTILLO-SANTIAGO<sup>1\*</sup>, EDITH MONDRAGÓN-VÁZQUEZ<sup>1</sup>, FLOR ROCÍO ESPINOSA-JIMÉNEZ<sup>1</sup>,  
 ROSA ELENA ESCOBAR-FLORES<sup>1</sup>, RAFAEL GARCÍA-GONZÁLEZ<sup>1</sup>, ROBERTO DOMÍNGUEZ-VERA<sup>1</sup>,  
 SANDRA PATRICIA CHANONA-PÉREZ<sup>1</sup>, JEAN FRANCOIS MAS<sup>2</sup>, JOSÉ LUIS HERNÁNDEZ-STEFANONI<sup>3</sup>

<sup>1</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de Observación y Estudio de la Tierra, la Atmósfera y el Océano, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

<sup>2</sup> Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Morelia, Michoacán, México.

<sup>3</sup> Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Unidad de Recursos Naturales, Mérida, Yucatán, México.

\*Autor para correspondencia: [mcastill@ecosur.mx](mailto:mcastill@ecosur.mx)

### Resumen

**Antecedentes:** Los mapas de bosques perturbados son útiles para identificar afectaciones sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Los métodos que emplean únicamente datos espectrales para detectar las perturbaciones a nivel regional tienen limitaciones. El conocimiento de expertos y el análisis de fragmentación puede mejorar la estimación.

**Preguntas:** ¿Cuál es la distribución de los bosques perturbados en una región de alta biodiversidad? ¿Qué tipos de vegetación y regiones son las más afectadas?

**Descripción de los datos:** imágenes satelitales SPOT 2015, Sentinel-2 de 2019. Se colectó información de la vegetación en 653 sitios. Además, se usaron datos de herbario, censos agrícolas y del Inventario Nacional Forestal.

**Lugar y fecha del estudio:** Estado de Chiapas, durante 2018-2022.

**Métodos:** Se elaboró un mapa híbrido de los tipos de vegetación enfatizando la identificación de bosques secundarios, también se realizó un análisis de fragmentación y se calculó la biomasa leñosa por tipo de bosque.

**Resultados:** El 40 % de la superficie del Estado mantiene una cobertura arbórea; pero solo en el 18 % no se aprecia perturbación; la mayor parte de los bosques no perturbados se encuentran en tres regiones: Selva Lacandona, Sierra Madre y Planicie del Golfo. En general la biomasa de los bosques perturbados es significativamente menor que la de su contraparte madura.

**Conclusiones:** En Chiapas la distribución de los bosques en buen estado de conservación está restringida; casi la mitad de ellos se encuentran fuera de las ANP, por lo que es imperativo promover estrategias adicionales para su manejo y conservación.

**Palabras clave:** biomasa leñosa, bosques secundarios, fragmentación forestal, sistemas agroforestales, tipos de vegetación.

### Abstract

**Background:** Maps of disturbed forests help to identify impacts on biodiversity and ecosystem services. Methods using only spectral data to detect disturbance at the regional level have limitations, but expert knowledge and fragmentation analysis can improve estimation.

**Questions:** What is the distribution of disturbed forests in a region of high biodiversity, and which vegetation types and regions are most affected?

**Data description:** SPOT 2015, Sentinel-2 satellite imagery from 2019. Vegetation data were collected at 653 sites. In addition, herbarium, agricultural census, and National Forest Inventory data were used.

**Study site and dates:** Chiapas State, during 2018-2022.

**Methods:** We elaborated a hybrid map of vegetation types, emphasizing identifying secondary forests. Also, we carried out a fragmentation analysis and calculated the woody biomass per forest type.

**Results:** 40 % of the State still maintains tree cover, but only 18 % is undisturbed; most undisturbed forests are in three regions: Selva Lacandona, Sierra Madre, and Gulf Plain. Overall, the biomass of disturbed forests is significantly lower than that of their mature counterparts.

**Conclusions:** In Chiapas, the distribution of forests with good conservation status is restricted; almost half of them are outside NPAs, so it is imperative to promote additional strategies for their conservation and management.

**Keywords:** agroforestry systems, forest fragmentation, secondary forests, vegetation types, woody biomass.

Chiapas es uno de los estados con mayor diversidad biológica en México, esta condición es el resultado de una situación geográfica favorable y un paisaje fisiográfico diverso (Breedlove 1981, Miranda 1952). En esta región se encuentran ecosistemas de manglar, selvas secas y húmedas, bosques de pino-encino y bosques mesófilos, entre otros. Un análisis comparativo a nivel nacional, sobre las especies de flora, sugiere que el número de angiospermas reportadas en Chiapas representan el 14 % de las especies presentes en México; para el caso de las gimnospermas esta cifra asciende al 28 % (Cruz-Angón *et al.* 2013). Tomando en cuenta que Chiapas solo ocupa el 3.7 % del territorio nacional, estas cifras son indicativas de la alta concentración de la riqueza biológica que alberga el estado.

Desafortunadamente se trata de una región que, como muchas partes del planeta, ha estado expuesta a una dinámica de apropiación territorial para fines productivos, y ya se manifiestan en sus ecosistemas naturales fuertes impactos antropogénicos, lo que pone en riesgo la viabilidad de muchas especies y de los servicios ambientales que proveen (Sarukhán *et al.* 2015, Hoang *et al.* 2023). En un intento por frenar la destrucción de estos ecosistemas de alta biodiversidad, el gobierno mexicano promovió el establecimiento de 18 áreas naturales protegidas (ANP) federales con diferentes estatus de protección, las cuales en conjunto abarcan una extensión de 1,166,446 ha.

La extensión e intensidad de las afectaciones de los ecosistemas forestales varían espacialmente, y los métodos empleados para medirlas en algunos casos son relativamente conocidos (por ejemplo, la medición de la deforestación mediante la percepción remota), pero en otros, aún es necesario desarrollar enfoques más confiables, por ejemplo, cuando se trata de identificar las perturbaciones de menor intensidad que no implican una pérdida total de la cobertura forestal, tal como la extracción selectiva de arbolado (Tang *et al.* 2019).

Existen a nivel nacional e internacional bases geográficas que permiten monitorear las extensiones de la cobertura forestal (por ejemplo, Hansen *et al.* 2013, Zanaga *et al.* 2021), sin embargo, por lo general éstas no cuentan con la resolución espacial y/o temática necesaria para detectar, de manera confiable, los cambios en áreas pequeñas, cambios en la densidad del dosel, o discriminar entre los bosques y plantaciones forestales (Tropek *et al.* 2014). En ese sentido es necesario elaborar mapas específicos si se desea.

Las imágenes de satélite representan una valiosa fuente de datos para el mapeo periódico de la cobertura del suelo, han sido utilizadas ampliamente para estimar la deforestación y los cambios en la cobertura del suelo. Sin embargo, se ha observado que presentan limitaciones para discriminar confiablemente atributos menos conspicuos de la cobertura terrestre, tal como los niveles de degradación del bosque, por ejemplo, discriminar los bosques secundarios o los tipos de vegetación (Solórzano & Mas 2023, Tang *et al.* 2019). Diversos trabajos han reportado estos problemas de la información espectral para detectar estos atributos, especialmente cuando se trabaja en grandes extensiones y con mayor complejidad de paisajes y usos del suelo (Mas *et al.* 2017a, Maxwell & Venter 2019). No obstante, dichas limitaciones pueden ser reducidas o eliminadas usando enfoques que combinan métodos automatizados y el conocimiento local de expertos (por ejemplo, fotointérpretes con experiencia podrían discriminar algunos tipos de cobertura del suelo que los métodos automatizados usualmente confunden) (Mas *et al.* 2017b).

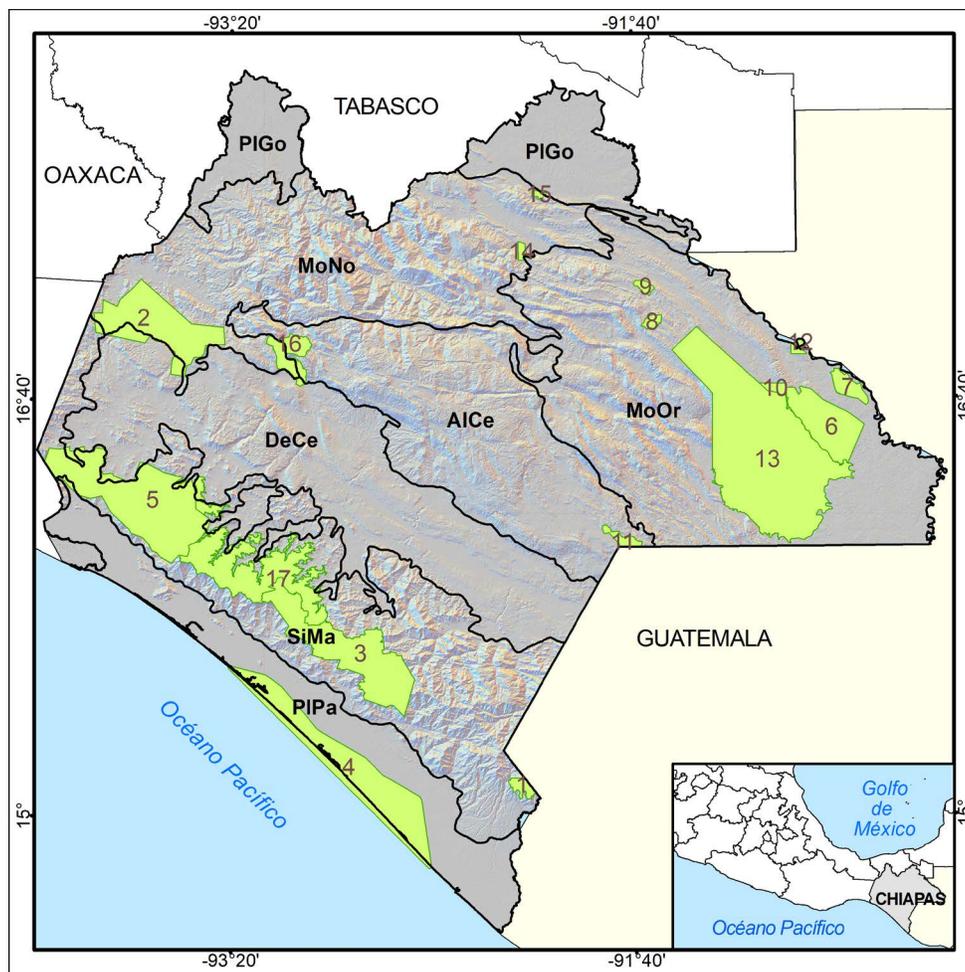
En el caso específico de la detección de los niveles de perturbación a escala regional o del paisaje, también se ha propuesto el uso de atributos espaciales (índices de fragmentación), como un indicador efectivo de esta condición (Thompson *et al.* 2013). La evidencia indica que una mayor fragmentación y aislamiento de los parches trae consigo deterioro en la calidad del hábitat de las especies y en general, pérdida de biodiversidad (Echeverría *et al.* 2007, Laurance *et al.* 2002). Los impactos en la biodiversidad derivados de la reducción en el tamaño de los fragmentos de bosques, el grado de aislamiento y los efectos de orilla han sido ampliamente documentados. En los bordes de los fragmentos se experimenta reducción de humedad, aumento en la luz disponible, mayor variabilidad de la temperatura, mayor afectación de los vientos; lo que trae consigo mayor mortalidad de árboles, cambios en la composición de especie favoreciendo la aparición de especies generalistas, entre otros (Laurance *et al.* 2002). En ese sentido, los patrones espaciales de los fragmentos pueden ser utilizado para inferir sobre su estado de conservación.

Información detallada sobre la distribución de los bosque remanentes y sus niveles de perturbación es útil para muchos propósitos, indica las áreas con mayor afectación a la biodiversidad y los servicios ecosistémicos; es una herramienta para planear o dar seguimiento de acciones de manejo, por ejemplo señala las áreas propicias para la res-

tauración de los ecosistemas degradados (Bastin *et al.* 2019), y finalmente, posibilita la evaluación de la efectividad de políticas públicas relacionadas con la conservación. En este trabajo se aplicó un enfoque en el que se integraron mapas elaborados mediante métodos automatizados e interpretación visual, complementados con un análisis de la fragmentación y de los contenidos de biomasa aérea de los bosques para identificar los grados de perturbación de los ecosistemas forestales.

### Materiales y métodos

Área de estudio. El estado de Chiapas tiene una extensión territorial de 7.3 millones de ha (INEGI 2018). En esta entidad se identifican siete regiones fisiográficas, en donde la flora presenta características distintivas debido a su historia geológica (Breedlove 1981). De acuerdo con Müllerried (1957) dichas regiones son: Planicie Costera del Golfo, Montañas del Norte, Montañas de Oriente, Altiplanicie Central, Depresión Central, Sierra Madre de Chiapas y Planicie Costera del Pacífico (Figura 1).



**Figura 1.** Regiones fisiográficas y ANP federales en Chiapas. PIGo = Planicie Costera del Golfo, MoNo = Montañas del Norte, MoOr = Montañas de Oriente, AICe = Altiplanicie Central, DeCe = Depresión Central, SiMa = Sierra Madre, PIPa = Planicie Costera del Pacífico. 1 = Volcán Tacaná, 2 = El Ocote, 3 = El Triunfo, 4 = La Encrucijada, 5 = La Sepultura, 6 = Lacan-Tun, 7 = Chan-Kin, 8 = Nahá, 9 = Metzabok, 10 = Bonampak, 11 = Lagunas de Montebello, 12 = Yaxchilán, 13 = Montes Azules, 14 = Cascadas de Agua Azul, 15 = Palenque, 16 = Cañón del Sumidero, 17 = Frailesca.

Como resultado del relieve accidentado y la abundancia de suelo frágiles en la mayor parte del área de estudio, un porcentaje significativo de la actividad agrícola se realiza mediante sistemas de producción que requieren periodos de descanso, como los sistemas de roza y quema (Alemán-Santillán 1989); por lo que, son frecuentes los paisajes con mosaicos de cultivos agrícolas y fragmentos de bosque en diferentes estadios sucesionales. En las zonas de montaña de mayor humedad abundan los sistemas agroforestales de café, mientras que, en los valles y planicies, predominan los usos más intensivos del suelo, tales como la agricultura de riego y de temporal, la ganadería y las plantaciones.

*Datos de campo.* Durante los primeros meses de 2018 se realizaron salidas de campo para obtener información georreferenciada sobre la cobertura vegetal y los usos del suelo. Se colectaron datos en 653 sitios, en cada uno de ellos se registraron las coordenadas geográficas, el tipo de vegetación o uso del suelo, la altura del dosel y los tipos de perturbación observadas. Además, se tomaron fotografías del sitio en las cuatro direcciones francas. Para complementar la información de campo, se obtuvo y procesó la información del Inventario Nacional Forestal (852 conglomerados), y un listado de las colectas de especies leñosas del herbario de ECOSUR (4,467 registros), este último contenía información georreferenciada sobre el tipo y las características de la vegetación de los sitios de colecta. Se empleó además como material del apoyo, el censo georreferenciado de parcelas con cultivo de café (COMCAFE 2008) y un mapa de los bosques de niebla (Solórzano *et al.* 2003). Toda la información de campo se empleó en la calibración del modelo de clasificación supervisada y en la etapa de postprocesamiento (interpretación visual de algunos tipos de cobertura vegetal).

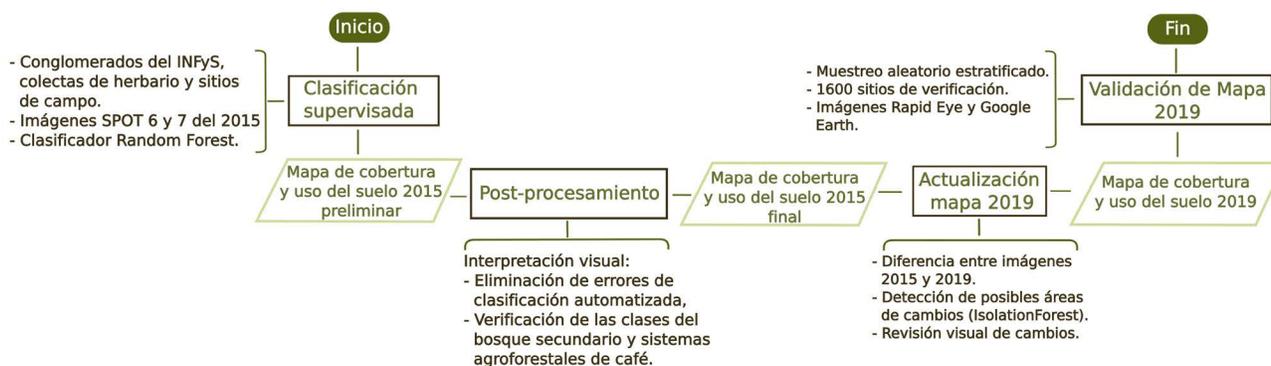
*Definición del sistema de clasificación y leyenda.* En preparación para definición de la leyenda del mapa, se realizó un análisis del sistema de clasificación de los tipos de vegetación propuestos por Breedlove (1981) e INEGI (2014). Se realizaron pruebas en tres regiones del Estado a fin de evaluar la capacidad para discriminar confiablemente los tipos de vegetación descritos, usando todos los datos disponibles. Sin embargo, debido a los altos niveles de confusión encontrados, fue necesario agrupar algunos tipos de vegetación. La leyenda así definida, por las limitaciones de los datos espectrales, mantiene mayor afinidad con la propuesta de INEGI (2014). La definición de las clases resultantes, se presentan en términos de las equivalencias del sistema INEGI (Material suplementario, [Tabla S1](#)).

Los diferentes tipos de agricultura (temporal y de riego) y los pastizales cultivados o potreros se agruparon en una sola clase denominada Agropecuario, se incluyeron también en esta clase las plantaciones agrícolas y forestales. Se identificaron además las áreas desprovistas de vegetación (camino y bancos de materiales), cuerpos de agua y asentamientos humanos.

*Elaboración de los mapas de cobertura del suelo.* Al comienzo de este estudio se elaboró un mapa de cobertura del suelo usando imágenes satelitales de alta resolución del 2015; debido a las altas tasas de deforestación reportadas en la región, se consideró necesario actualizar la información de la distribución de los bosques con los datos más recientes disponibles. Para ello se emplearon imágenes satelitales de 2019; la [Figura 2](#) esquematiza el proceso completo para la generación de los mapas.

En la construcción del mapa inicial (de 2015) y su correspondiente actualización se empleó el enfoque metodológico híbrido desarrollado por Mas *et al.* (2017a), el cual permite la construcción de conjuntos de mapas consistentes temporalmente, con poca o nula presencia de falsos cambios. Se denomina enfoque híbrido porque consiste en una clasificación automatizada y una fase de interpretación visual. Durante esta última etapa, la de interpretación visual, se detectaron y corrigieron errores de la fase automatizada, y se reetiquetaron polígonos agregando información sobre sistemas agroforestales de café y dos niveles de la perturbación de los bosques identificables visualmente: bosques secundarios y bosques con dosel abierto. Esta última actividad fue realizada por foto-intérpretes expertos que contaban con al menos cinco años de experiencia y con conocimiento de los tipos de vegetación y usos del suelo presentes en el área de estudio.

Para la calibración del algoritmo de clasificación se definieron muestras de entrenamientos en cada una de las escenas satelitales. La delimitación de estas muestras se apoyó en la información de campo (sitios georreferenciados,



**Figura 2.** Esquema general para la elaboración de los mapas de cobertura y uso del suelo.

conglomerados del INFyS y colectas de herbario). Se incluyó en dicho conjunto de muestras, la mayor variedad de condiciones de una misma clase de cobertura, por lo que, en promedio se emplearon entre 10 y 15 áreas de entrenamiento para cada clase. El conjunto final de las muestras se afinó de manera iterativa, eliminando y redefiniendo aquellas que generaban mayor confusión entre clases. Se utilizó Random Forest como algoritmo de clasificación (Breiman 2001). Además de las bandas espectrales, se incluyeron capas auxiliares derivadas del modelo digital de elevaciones (exposición, altura sobre el nivel del mar y radiación solar).

La actualización del mapa (de 2015 a 2019) se realizó mediante una interpretación visual de las áreas de cambio, se modificaron únicamente las áreas de bosque que sufrieron cambios en la cobertura del suelo durante este periodo. Para agilizar este proceso se generó un conjunto de polígonos que representaba las áreas con mayor probabilidad de haber experimentado un cambio. El papel de los expertos fotointérpretes, en esta etapa, consistió en ratificar o modificar el tipo de cambio anotado en cada polígono.

La capa de polígonos con probabilidad de cambio se derivó de la siguiente manera: a) se estandarizaron las imágenes a una escala de valores 1 a 255; b) se calculó la diferencia entre ellas; c) en la capa resultado de la resta se agruparon los píxeles con valores similares y se formaron polígonos; d) se empleó el algoritmo IsolationForest (Pedregosa *et al.* 2011) para marcar los polígonos con mayor probabilidad de haber sufrido un cambio en la cobertura del suelo.

*Datos satelitales y bases geográficas.* En la construcción del mapa de referencia se emplearon 35 imágenes orto-rectificadas SPOT 6 y 7 de los años 2015 y 2016 (tamaño de píxel 6 m). Para algunas áreas no fue posible obtener escenas libres de nubes, por lo que en estos casos se emplearon imágenes RapidEye de 2015 y 2016 (tamaño de píxel 5 m); aproximadamente el 85 % del estado fue mapeado con escenas SPOT, y para el 15 % restante se usaron RapidEye. Todas las escenas SPOT y RapidEye se obtuvieron con un nivel de procesamiento que incluía la orto-rectificación con puntos de control de campo. La actualización se realizó con imágenes satelitales de 2019 (Sentinel-2, tamaño de píxel 10 m). Adicionalmente se descargó y empleó un modelo digital de elevaciones, con tamaño de píxel de 30 m elaborado por el proyecto Aster (Tachikawa *et al.* 2011). A partir de este modelo se derivó una capa de radiación solar y de la exposición del terreno. Para hacer compatibles espacialmente todos los procesos, se ajustó el tamaño de píxel de las imágenes y los datos auxiliares a 10 m.

*Evaluación de error en los mapas.* El nivel de fiabilidad temática del mapa se calculó siguiendo el enfoque de buenas prácticas propuesto por Olofsson *et al.* (2014). Usando un error a priori de 2 %, se calculó un tamaño de muestra de 1,600 sitios los cuales se distribuyeron usando un diseño aleatorio estratificado. Los estratos en este caso corresponden a las clases de cobertura y uso del suelo del mapa. Con el fin de evitar una muestra insuficiente en las clases poco representadas, se estableció un número mínimo de 50 puntos por clase, tal como lo recomiendan Finegold *et al.* (2016), con una separación espacial de al menos 200 m entre ellos. En cada uno de los puntos generados

se creó un polígono rectangular de una hectárea, que aquí llamamos el sitio de muestreo, el cual se fotointerpretó sobre imágenes de alta resolución. Los materiales de referencia empleados en esta etapa fueron imágenes RapidEye, SPOT pancromáticas y Planet, así como otras de mayor resolución disponibles en Google Earth™. A partir de sobreposición espacial del mapa de los tipos de cobertura elaborado en este estudio y la capa geográfica de los sitios de muestreo fotointerpretados, se derivó una matriz de confusión. Con los datos de dicha matriz y usando la propuesta metodológica de Olofsson *et al.* (2013), se calcularon los niveles de error por tipo de cobertura del suelo y sus correspondientes áreas ajustadas.

*Análisis de fragmentación y estimación de contenidos de biomasa.* Con la finalidad de comparar los niveles de fragmentación de los bosques entre regiones fisiográficas se calculó la métrica de densidad de bordes por tipo de vegetación (McGarigal & Marks 1995). Esta métrica se calcula como la longitud del borde entre el área del fragmento y se reporta en m/m<sup>2</sup> o m/ha. Los paisajes o clases más fragmentadas tendrán una mayor densidad de bordes; es un índice que facilita la comparación entre clases o paisajes de diferente tamaño. Para su cálculo se empleó la librería PyLandStats de Python (Bosch 2019); y se utilizó la versión raster del mapa de tipos de vegetación remuestreado a un tamaño de píxel de 100 m; esto permitió eliminar áreas menores a 1 ha y facilitar el proceso de cálculo.

Con el propósito de comparar impactos en la estructura entre los bosques perturbados y los maduros, se estimaron los contenidos de biomasa leñosa aérea para cada tipo de bosque y región fisiográfica. En el cálculo de este indicador se emplearon los datos de 852 conglomerados del Inventario Nacional Forestal (un conglomerado está formado por cuatro parcelas de 400 m<sup>2</sup> cada una); estos datos corresponden a la primera medición de los conglomerados realizada durante el período 2004 a 2019 por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR); en cada una de las parcelas se registró información sobre el diámetro a la altura del pecho, la altura total y la especie botánica de los árboles con DAP mayor a 7.5 cm (CONAFOR 2020). La biomasa de los árboles se calculó usando la ecuación alométrica mejorada de Chave *et al.* (2014); los valores de densidad de la madera fueron tomados de Ricker & Gutiérrez-García (2023), Henry *et al.* (2013) y Zanne *et al.* (2009). Se usó el promedio del género en aquellos casos en que no se encontró el valor de densidad de una especie.

Con las coordenadas geográficas de las parcelas y su correspondiente dato de biomasa se construyó una capa geográfica que se cruzó con la de vegetación y fisiografía. Solo se analizaron aquellas combinaciones de vegetación/fisiografía con más de tres conglomerados. Se realizaron análisis de varianza y comparaciones de las medias (análisis post-hoc) de los contenidos de biomasa para verificar diferencias significativas entre las condiciones perturbada y madura de cada tipo de vegetación, y entre regiones. Los datos de biomasa presentaron una distribución fuertemente sesgada, por lo que fue necesario aplicar una transformación para asegurar que las condiciones de normalidad y varianza homogénea se cumplieran en los análisis estadísticos paramétricos, para este fin se emplearon las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianza de Levene. El procesamiento estadístico se realizó dentro del software de análisis estadístico R (R Core Team 2022).

Finalmente, el mapa que muestra la distribución espacial de los bosques perturbados se construyó reagrupando las clases con bosque secundario o abierto. Se incluyeron también aquellos fragmentos de bosque maduro menores a 50 ha y que se encontraban aislados dentro de una matriz agrícola; este umbral se estableció considerando un efecto de orilla de 100 m. Algunos autores como Didham & Lawton (1999) o Laurance *et al.* (2002) encontraron cambios significativos en temperatura y evapotranspiración hasta 100 m de la orilla en fragmentos aislados de bosque. Con un efecto de orilla de esta magnitud los fragmentos menores a 50 ha mantendrían un área núcleo inferior al 50 % del tamaño del parche.

## Resultados

La precisión global obtenida en el mapa final fue 89 %, lo que significa que, a pesar del elevado número de clases, el área calculada es altamente confiable para la mayoría de ellas (Material suplementario, [Tablas S2](#) y [S3](#)). Solo tres tipos de cobertura del suelo presentaron una precisión menor a 0.7, los bosques de clima templado perturbados,

las áreas con vegetación sabanoide y los asentamientos humanos. La vegetación tipo sabanoide está escasamente representada en el mapa (4,293 ha) pero de acuerdo con los datos de validación esta cifra podría crecer hasta 14,581 ha que fueron confundidas con otros tipos de cobertura del suelo. Los bosques de pino-encino perturbados por otra parte podrían estar sobreestimados hasta por 20,000 ha en el mapa, confundiéndose principalmente con los bosques secundarios templados y los terrenos de uso agropecuario. La alta variabilidad de la densidad arbórea de la clase dificulta una adecuada segmentación y en consecuencia incrementa su error. Los asentamientos humanos están subestimados hasta por 59,400 ha, principalmente los caseríos dispersos que suelen confundirse con áreas agropecuarias. Debido a que la estimación del error no es espacialmente explícita, las áreas reportadas a continuación se refieren a las calculadas directamente del mapa.

De acuerdo con nuestras estimaciones el 41 % (aprox 2,998,800 ha) de la superficie estatal aún conserva vegetación natural con diferentes niveles de perturbación, sin embargo, solo el 18 % (aprox 1,314,500 ha) puede considerarse sin perturbación aparente, la mayor parte de esta condición se encuentra actualmente fuera de las ANP ([Tabla 1](#)). En términos de la extensión ocupada, las selvas perennifolias son las más abundantes (18.2 %), seguidas de los bosques de pino-encino (12.7 %), las selvas bajas caducifolias (3.7 %), los bosques mesófilos (2 %) y manglares (0.8 %).

Aproximadamente la mitad de las selvas perennifolias corresponde a vegetación madura o sin perturbación aparente; la mayor parte de este tipo de vegetación se encuentran en las Montañas del Oriente, también conocida como Selva Lacandona, en donde se encuentran siete ANP; porciones significativas de estas selvas se encuentran también en la Sierra Madre y Montañas del Norte, aunque en estas últimas predomina la selva secundaria ([Figura 3](#)).

Los bosques de pino-encino también se distribuyen ampliamente, a excepción de las planicies costeras, se encuentran en todas las regiones, con predominancia en dos de ellas, la Altiplanicie Central y la Sierra Madre. A diferencia de las selvas, en esta clase prevalece la condición perturbada; cuatro quintas partes de este tipo de vegetación fueron mapeados como bosques secundarios o abiertos.

Las selvas bajas caducifolias están constituidas por una serie de fragmentos dispersos, ubicados casi exclusivamente a lo largo de la Depresión Central. Los manglares presentan una distribución restringida sobre las planicies costeras del Pacífico, la mayor parte de estos remanentes se encuentran dentro del sistema de áreas naturales protegidas. Las comunidades herbáceas de tular y popal se presentan usualmente en las inmediaciones de los manglares, donde la presencia de agua no es permanente a lo largo del año.

Los bosques mesófilos también tienen una distribución restringida, se encuentran sobre una franja altitudinal a lo largo de la Sierra Madre y las Montañas del Norte. La mayor parte de esta vegetación muestra diversos niveles de perturbación (en los mapas fueron representados como bosques secundarios).

Los sistemas agroforestales de café se encuentran sobre áreas ocupadas previamente por tres tipos de vegetación, aproximadamente el 6 % de estos sistemas fueron establecidas en bosques mesófilos; un 40 % sobre bosques templados; y finalmente un 54 % sobre selvas perennifolias.

La vegetación secundaria herbácea y arbustiva se encuentra principalmente sobre las zonas montañosas. Con pocas excepciones, estos tipos de cobertura del suelo son el resultado de sistemas de producción agrícola extensivos, en los que después del uso agrícola, se permite la regeneración de la vegetación nativa para que los suelos recuperen su fertilidad. En un par de ANP (El Ocote y Montes Azules), la vegetación secundaria es el resultado de las perturbaciones causadas por incendios forestales.

La región fisiográfica que presentan mayor diversidad de ecosistemas es la Sierra Madre, en ella se pueden encontrar selvas perennifolias, bosques de pino-encino y bosques mesófilos. La vegetación perturbada también es abundante dentro de las ANP ([Tabla S4](#), material suplementario), de hecho, dentro de este sistema solo se encuentra el 48% de los bosques maduros del Estado.

De acuerdo con el estadístico de la densidad de bordes, los bosques secundarios de pino-encino y las selvas perennifolias secundarias son las clases con mayor nivel de fragmentación. Por otra parte, de manera consistente en todas las regiones fisiográficas, la vegetación secundaria presenta mayor densidad de bordes que su contraparte madura ([Figura 4](#)). Para la selva baja caducifolia, dominante en la depresión central, también se reportaron altos valores de este indicador, lo que se puede confirmar visualmente en el mapa de cobertura del suelo ([Figura 3](#)), en

Distribución de los bosques perturbados en Chiapas

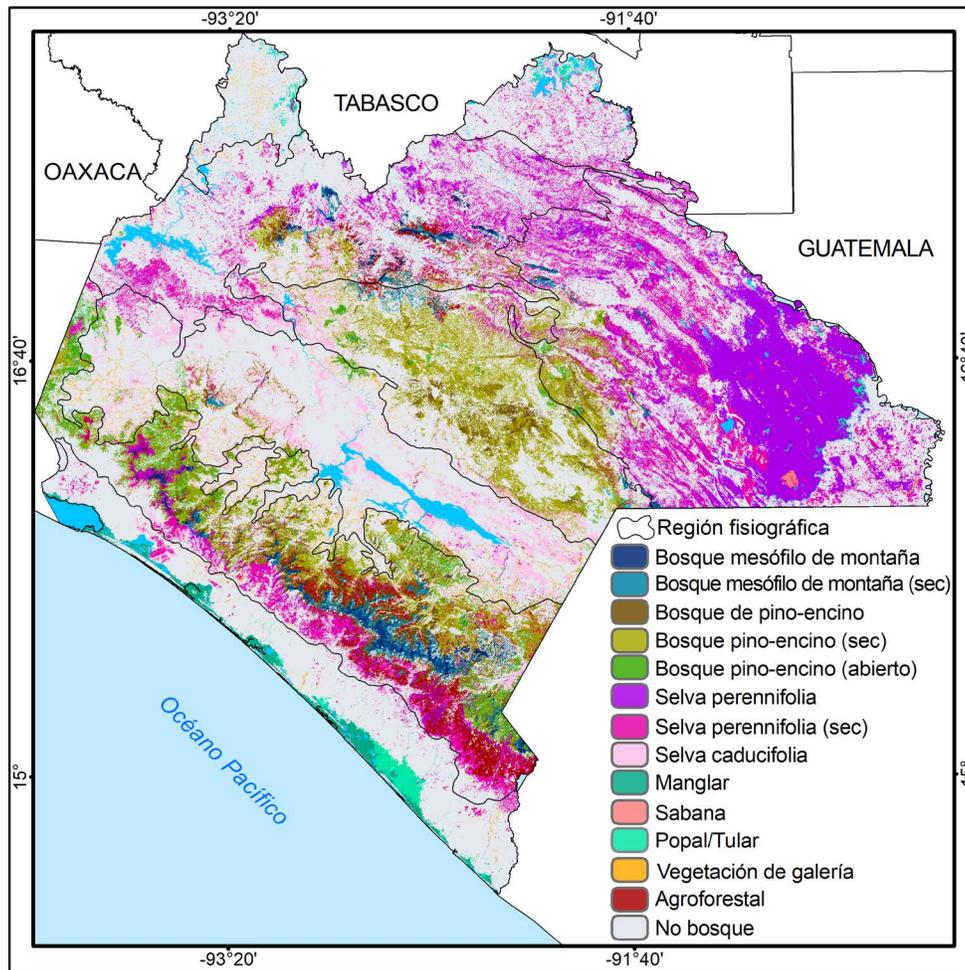
donde se aprecia la distribución fragmentada de los remanentes de estas selvas. La vegetación menos afectada por este tipo de procesos es el manglar, se puede apreciar que los remanentes aún forman fragmentos continuos a lo largo de la costa en la planicie del Golfo, la mayor parte de ellos dentro de la ANP La Encrucijada.

Los contenidos de biomasa aérea leñosa por tipo de vegetación y provincia fisiográfica se presentan en la [Tabla S5](#) (Material suplementario) y de forma gráfica en [Figura 5](#). Debido a la distribución fuertemente sesgada de los datos, en lugar de la media y error estándar, en la gráfica se utilizan la mediana y la amplitud intercuartil para representar los valores de tendencia central y variabilidad. Como se aprecia en el gráfico, los sistemas agroforestales de la Sierra Madre aún mantienen una alta densidad arbórea (o biomasa leñosa), similar a la de otros tipos de bosques.

La mayoría de los análisis de varianza mostraron diferencias significativas de los contenidos de biomasa entre los bosques maduros y perturbados. Las comparaciones de medias (análisis post-hoc) confirmaron que, en la

**Tabla 1.** Superficie en hectáreas del tipo de cobertura en el estado, en áreas naturales protegidas y por región fisiográfica.

Tipo de cobertura	Área mapeada	ANP	PIGo	MoNo	MoOr	AlCe	DeCe	SiMa	PIPa
Bosque mesófilo de montaña	61,721	23,054		16,636	3,621	226	16	41,221	
Bosque mesófilo de montaña con vegetación secundaria arbórea	85,088	29,421		12,140	6,379	11,092	1,837	53,641	
Bosque de pino encino	178,820	45,755		4,708	19,778	49,488	8,664	96,182	
Bosque de pino encino con vegetación secundaria arbórea	604,546	89,742		35,748	51,553	249,646	35,279	232,321	
Bosque de pino encino perturbado	144,538	40,064		1,763	4,767	10,980	21,349	105,626	53
Selva subperennifolia y perennifolia	641,899	331,062	7,387	49,831	535,308	4,538	2,728	42,084	22
Selva subperennifolia y perennifolia con vegetación secundaria arbórea	691,817	98,817	33,834	168,253	308,857	22,765	16,950	122,002	19,156
Selva baja caducifolia	271,857	22,315		27,399	3	40,185	167,683	30,445	6,142
Manglar	57,280	33,248						10	57,270
Sabanoide	4,293	1,031		1,963			2,330		
Sabana	6,111	5,535			6,111				
Vegetación de galería	52,721	805	4,351	1,432	507	2,792	28,524	11,497	3,619
Popal/Tular	50,244	30,556	13,867	380	7,649		162	20	28,166
Vegetación secundaria arbus-tiva	1,078,984	109,016	65,919	264,131	210,535	123,631	209,911	167,594	37,263
Vegetación secundaria herbácea	579,599	48,647	51,232	188,917	191,902	50,086	33,721	47,699	16,042
Agroforestal (café bajo sombra)	158,315	23,387		31,314	1,153	7,070	14	118,710	54
Agropecuario	2,343,958	119,876	231,320	336,517	295,084	298,161	559,447	243,036	380,392
Asentamiento humano	152,394	6,500	7,413	21,993	15,116	31,738	37,643	14,997	23,493
Cuerpo de agua	163,045	15,547	18,126	34,310	15,096	4,007	49,995	1,870	39,640
<b>Total</b>	<b>7,327,230</b>	<b>1,074,380</b>	<b>433,449</b>	<b>1,197,435</b>	<b>1,673,418</b>	<b>906,406</b>	<b>1,176,254</b>	<b>1,328,956</b>	<b>611,312</b>

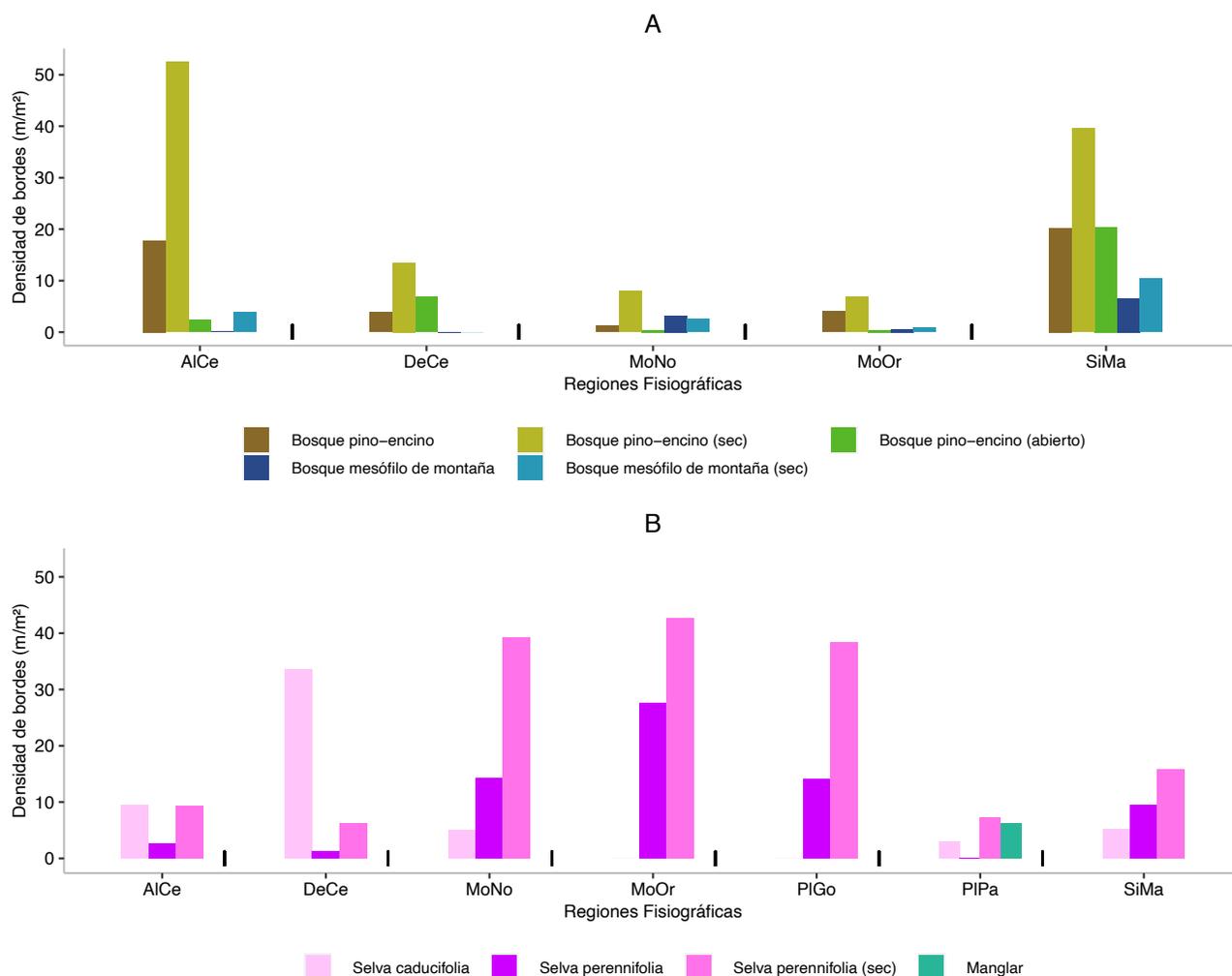


**Figura 3.** Tipo de vegetación del estado de Chiapas basado en imágenes de satélite de 2019.

condición madura de los bosques de pino-encino este parámetro fue significativamente mayor que los bosques con dosel abierto, pero no así con los secundarios (Figura 6). No se encontró diferencia significativa en los contenidos de biomasa entre regiones fisiográficas en este tipo de vegetación. Una situación similar sucedió con las selvas húmedas, en las cuales la condición madura consistentemente presentó contenidos más altos de biomasa que su contraparte secundaria. Sin embargo, en este caso, sí hubo diferencias entre regiones fisiográficas; las selvas de las Montañas del Oeste (Selva Lacandona) presentaron significativamente mayor biomasa leñosa que las de las otras dos provincias, Sierra Madre y Montañas del Norte, estas últimas presentaron valores de biomasa que fueron similares. Finalmente, los bosques mesófilos, maduros y perturbados de la Sierra Madre no mostraron diferencias significativas.

Tomando en cuenta el indicador de fragmentación y el mapeo de los bosques secundarios y abiertos, en la Figura 7 se presenta una estimación de la distribución espacial de los bosques perturbados; note que ahora los bosques con esta condición son los que predominan mayoritariamente en todo el estado. En la Tabla S6 del material suplementario se presentan estadísticas del bosque perturbado, en esta tabla también se consideran perturbados los fragmentos de bosque conservados menores de 50 ha. Bajo este supuesto resalta la cantidad de bosque fragmentado de las Selvas bajas caducifolias (note que en este tipo de vegetación no fue posible separar espectralmente entre la condición madura y la secundaria). Aproximadamente 53,000 ha se encuentran distribuidas en fragmentos menores de 50 ha, el 19 % de la superficie de este tipo de vegetación.

## Distribución de los bosques perturbados en Chiapas

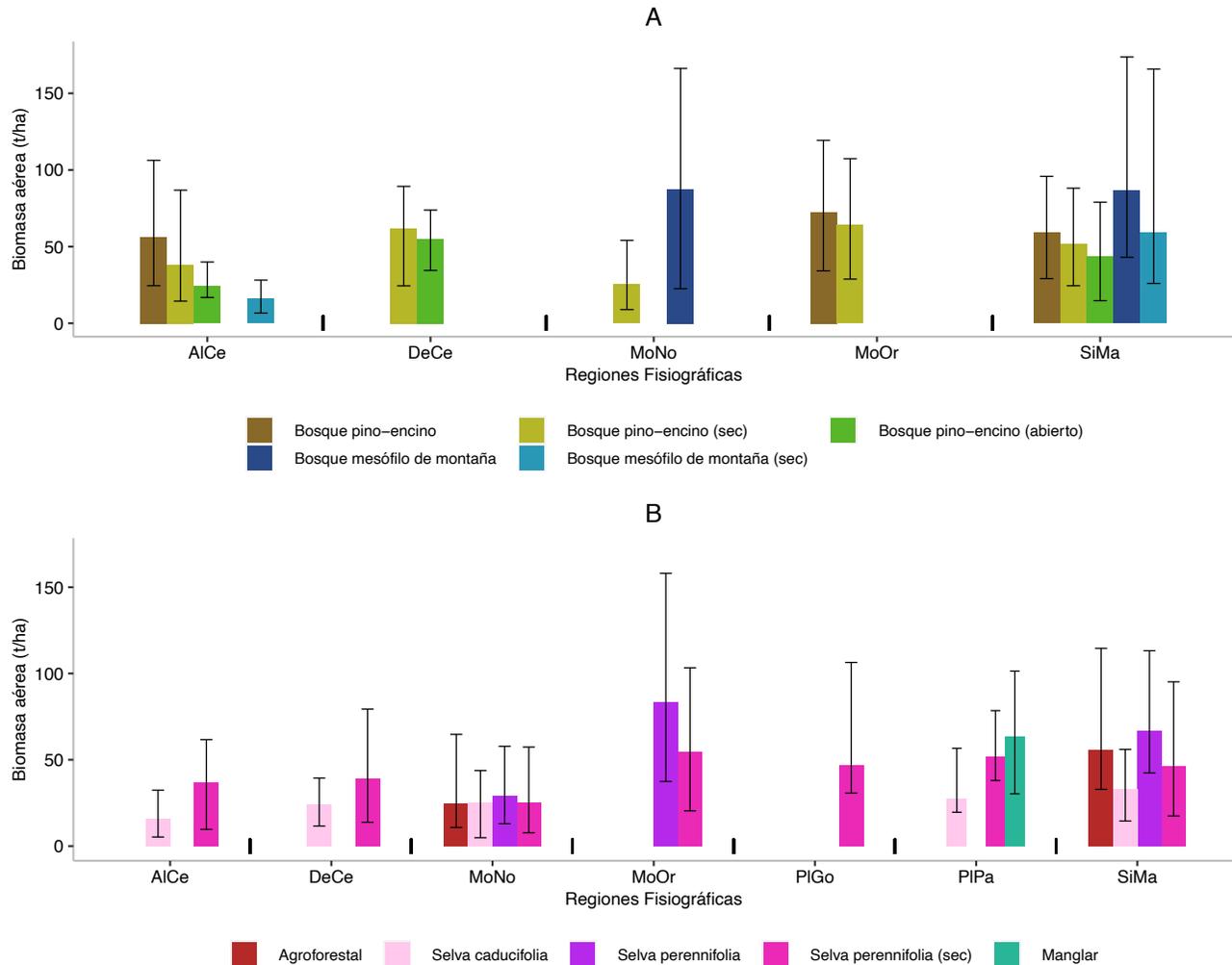


**Figura 4.** Estadísticas de fragmentación (densidad de bordes) por tipo de vegetación y provincias fisiográfica.

### Discusión

Nuestros resultados muestran un severo impacto de la actividad humana en la reducción de las áreas de bosque en buen estado de conservación; en la actualidad la vegetación no perturbada o que no presenta evidencia conspicua de afectaciones antrópicas tiene una presencia muy restringida en Chiapas, y más preocupante aún, es que aproximadamente la mitad de esta se encuentra dentro del sistema nacional de áreas naturales protegidas. Considerando que, en México la estrategia principal para la conservación de la biodiversidad de los bosques ha sido la operación de este tipo de sistemas, serán necesarias enfoques complementarios que aseguren la conservación y conectividad de los cada vez más escasos remanentes de bosques.

Los bosques secundarios representan una fuente muy importante de servicios ecosistémicos, a pesar de que, en comparación con los bosques maduros, usualmente existe una menor biodiversidad, menor contenido de biomasa o protección de los suelos (Mertz *et al.* 2021), en este trabajo las diferencias en biomasa no fueron abrumadoras y en varios casos ni siquiera fueron significativas (aparentemente debido a la alta variabilidad de los datos de inventario). En ese orden de ideas puede concluirse que aún tienen una contribución significativa a la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, debido a su mayor nivel de fragmentación se puede advertir que este tipo de bosques

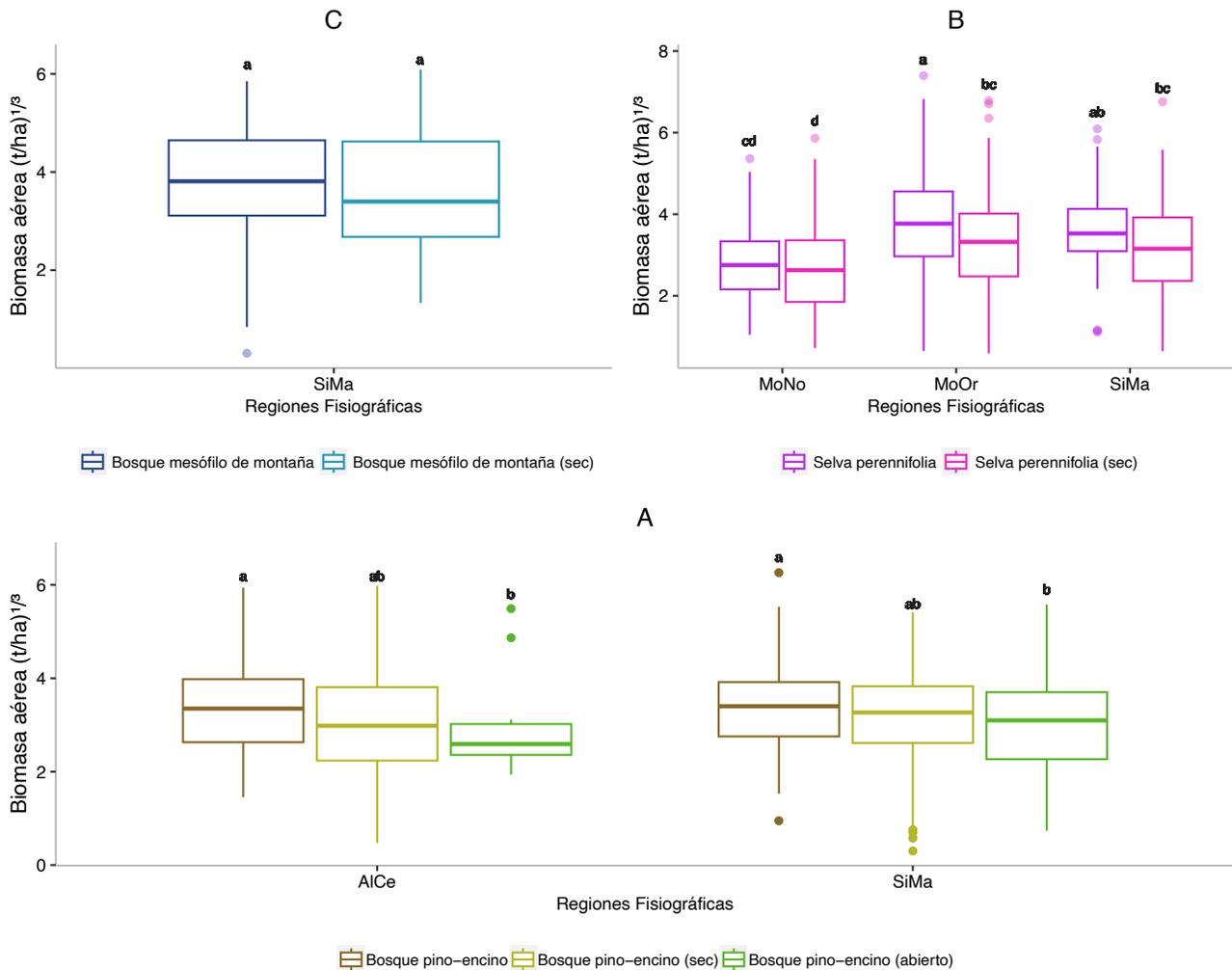


**Figura 5.** Contenidos de biomasa leñosa aérea por tipo de vegetación (t/ha). Estimaciones a partir de datos del Inventario Nacional Forestal 2004-2019.

se encuentran con mayor riesgo a ser transformados; varios estudios han encontrado una fuerte correlación entre deforestación y menor tamaño de los fragmentos (Sahana *et al.* 2018, Hansen *et al.* 2020).

El café de sombra se cultiva en tres tipos de bosque (selvas húmedas, bosques templados y bosque mesófilo), con variaciones en la apertura del dosel y en la composición de especies arbóreas que proporcionan sombra (dosel de especies nativas o introducidas, este último frecuentemente monoespecífico). Dichos factores dificultan la correcta identificación de estos sistemas agroforestales especialmente aquellos con altas densidades de árboles los cuales suelen confundirse con bosques (Escobar-López *et al.* 2022, Terasaki Hart *et al.* 2023). En nuestro caso, la disponibilidad de un censo de las parcelas de café y la información de campo, permitieron ubicar con mayor certeza la distribución actual de los sistemas agroforestales. De acuerdo con nuestras estimaciones de la biomasa leñosa, estos sistemas mantienen significativas densidades de árboles, comparable incluso a las de otros tipos de vegetación forestal. Sin embargo, esta situación está cambiando rápidamente, debido a factores como plagas y enfermedades, muchos cafecultores se han visto orillados a disminuir la densidad de árboles de sombra, cambiando fuertemente la estructura de los paisajes cafetaleros (Escobar-Ocampo *et al.* 2023). Esto resulta preocupante, ya que las zonas cafetaleras en el estado representan áreas estratégicas que permiten mantener la conectividad de los paisajes de alta biodiversidad (Escobar-Ocampo *et al.* 2019).

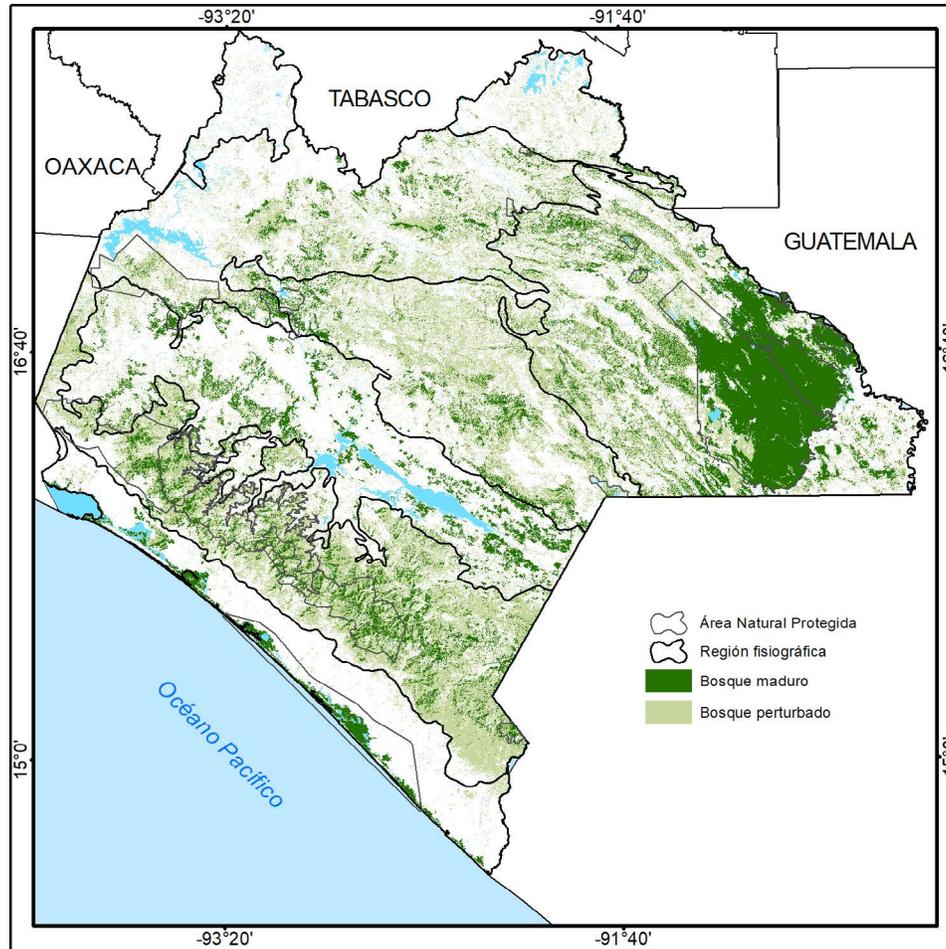
### Distribución de los bosques perturbados en Chiapas



**Figura 6.** Comparación de medias de biomasa (datos transformados). ( $P = 0.05$ )

Las formas en las que los pobladores locales hacen uso de los bosques son muy amplias, por ejemplo, a través de sistemas agroforestales, como áreas temporales de pastoreo o para la extracción selectiva de madera, entre otros. Estas actividades pueden impactar en la estructura de bosque en diferentes niveles, algunas de ellas difícilmente detectables con datos satelitales. En nuestro caso, la información contenida en los sitios del INFyS fue de gran ayuda para detectar perturbaciones, especialmente variables como diámetros máximos y mínimos de los árboles, abundancia de especies pioneras, presencia de tocones, entre otros. De la misma forma se empleó también la descripción de los sitios de colecta contenida en los registros de herbarios; en ese sentido, es recomendable usar la mayor cantidad de datos de campo e información auxiliar disponible para disminuir la incertidumbre de los mapas.

Existen a nivel global otras bases de datos que a menudo se emplean para monitorear la cobertura forestal y los cambios en las extensiones de bosque (Hansen *et al.* 2013, Zanaga *et al.* 2021). Sin embargo, las definiciones de las clases empleadas en estas bases son bastante amplias y si los usuarios no tienen claras estas limitaciones pueden inferir conclusiones erróneas. Por ejemplo, Zanaga *et al.* (2021) estimaron que la cobertura arbórea en el estado de Chiapas era de 59 %, es decir 1.4 millones de ha adicionales a los obtenidos en este trabajo. Esta sobreestimación se podría explicar parcialmente por la complejidad de los paisajes agrícolas del sureste mexicano; estas bases globales frecuentemente incluyen a la vegetación arbustiva (característica de los paisajes en donde se practica la agricultura

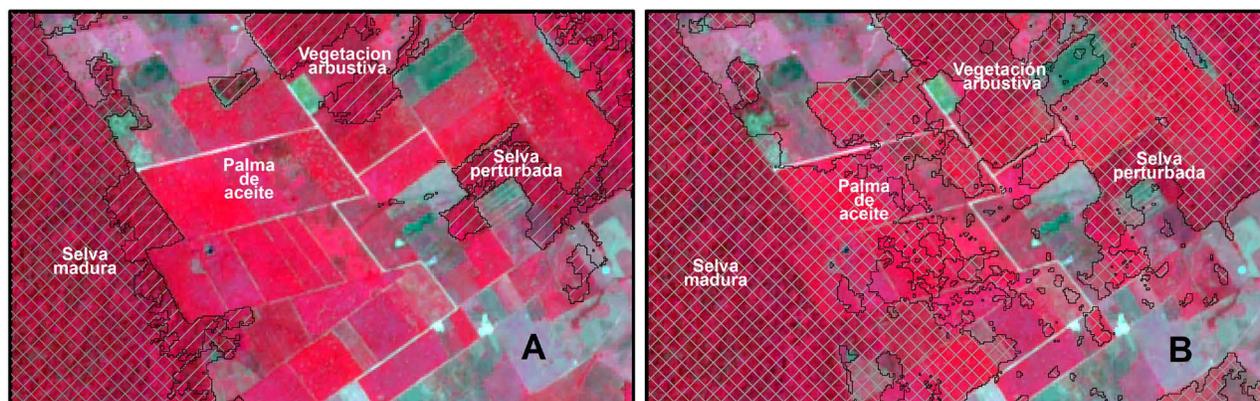


**Figura 7.** Distribución de los bosques perturbados/maduros por provincia fisiográfica y ANP.

itinerante), o incluso a las plantaciones agrícolas (palma de aceite) como parte de la cobertura arbórea. La [Figura 8](#) ilustra esta situación; en consecuencia, es necesario insistir en la necesidad de continuar promoviendo el desarrollo de bases geográficas del territorio con información local.

Los resultados de este trabajo difieren también de los obtenidos en otros tipos de proyectos, por ejemplo, para el estado de Chiapas INEGI (2021) reporta en los mapas de vegetación de la serie VII (elaborados entre 2017-2021), una cobertura forestal cercana al 31 %, esto es aproximadamente 676,000 ha menos que lo obtenido en nuestro trabajo. En gran medida esto se puede explicar por la diferencia de escalas; el mapa de INEGI fue elaborado con una escala de poco detalle (1:250,000) con una unidad mínima cartografiada de 50 ha. La baja resolución espacial de esta cartografía la hace poco adecuada para derivar estimaciones precisas de la dinámica espacial de los bosques a nivel local (Muñoz *et al.* 2021).

Por otra parte, existen varios estudios sobre la flora de Chiapas; en un par de ellos, Miranda (1952) y Breedlove (1981), se describen detalladamente los tipos de vegetación de todo el estado, estos autores identificaron entre 12 y 18 tipos de vegetación de acuerdo con su composición y sus atributos fisonómicos. Sería deseable elaborar una representación espacial de los bosques a este nivel de detalle, con bajos nivel de error, sin embargo, se requerirían datos ambientales y satelitales de mayor resolución, para poder extrapolar confiablemente las observaciones de campo. Una solución intermedia, tomando en cuenta las limitaciones de la información espectral, es la que se propone en este estudio, el empleo de fotointérpretes expertos con conocimiento de las condiciones de la vegetación del área de estudio y de toda la información pública disponible.



**Figura 8.** Comparación de los criterios de mapeo de la cobertura forestal. A: este estudio; B: base de datos global de la cobertura del suelo WorldCover 2020 (Zanaga *et al.* 2021). Achurado doble = Selva madura según el mapa; achurado simple = vegetación arbustiva.

Finalmente, hoy en día el frecuente uso de enfoques automatizados para la elaboración de mapas de cobertura del suelo, ha acentuado la necesidad de considerar al resultado de este proceso como un producto de naturaleza estadística; por lo que una buena práctica en el manejo de datos geográficos sería reportar las áreas estimadas con su correspondiente nivel de error (Olofsson *et al.* 2014); de manera que los usuarios puedan contar con elementos que les permitan decidir la fuente de datos más adecuadas para la toma de decisiones.

Solo el 18 % de la cobertura forestal del estado (aproximadamente 1,314,500 ha), se encuentra aparentemente en buen estado de conservación. Únicamente la mitad de estos bosques conservados se encuentran dentro del sistema nacional de áreas naturales protegidas. La biomasa leñosa de los bosques secundarios es ligeramente menor a la de los conservados. Los estimadores de la densidad de bordes destacan que los bosques perturbados generalmente presentan mayor nivel de fragmentación.

### Agradecimientos

Al proyecto ERMEXSng por haber facilitado las imágenes SPOT; a la CONAFOR que nos proporcionó las imágenes RapidEye y los datos de Inventario Nacional Forestal del estado de Chiapas. Al herbario de ECOSUR que aportó las bases de datos de colectas georeferenciadas. A la Cooperativa Ambio que proporcionó datos de un inventario forestal en la Reserva el Ocote, y especialmente a Pronatura Sur AC que nos facilitó datos de campo de varias regiones del Estado. También agradecemos a Noé León y José Raúl Vázquez, técnicos académicos de ECOSUR, que con conocimiento de la región nos ayudaron mejorar la fotointerpretación de las imágenes. Finalmente, agradecemos a los dos revisores anónimos y a Miguel Olvera (editor de sección) cuyas aportaciones enriquecieron sustancialmente este manuscrito.

### Material suplementario

El material suplementario puede ser consultado aquí: <https://doi.org/10.17129/botsci.3461>

### Literatura citada

- Alemán-Santillán T. 1989. Los sistemas de producción agrícola. In: Parra-Vázquez MR. Ed, *El Subdesarrollo Agrícola en los Altos de Chiapas*. México: Universidad Autónoma Chapingo y Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste. Pp. 153-236. ISBN: 9688840289; 9789688840283
- Bastin JF, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner CM, Crowther TW. 2019. The global tree restoration potential. *Science* **365**: 76-79. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>

- Bosch M. 2019. PyLandStat: An open-source Pythonic library to compute landscape metrics. *PLOS One*, **14**: e0225734, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225734>
- Breedlove D. 1981. *Flora of Chiapas. Part I. Introduction to the Flora of Chiapas*. California, EUA: California Academy of Sciences. ISBN: 9780940228009
- Breiman L. 2001. Random forests. *Machine Learning* **45**: 5-32. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan M, Delitti W, Duque A, Eid T, Fearnside P, Goodman R, Henry M, Martínez-Yrizar A, Mugasha W, Muller-Landau H, Mencuccini M, Nelson B, Ngomanda A, Nogueira E, Ortiz-Malavassi E, Péliissier R, Ploton P, Ryan C, Saldarriaga J, Vieilledent G. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* **20**: 3177-3190. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- CONAFOR [Comisión Nacional Forestal]. 2020. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. <https://snmf.cnf.gob.mx/datos-del-inventario/> (accessed October 12, 2023).
- COMCAFE [Comisión para el Desarrollo y Fomento de Café de Chiapas]. 2008. Geoweb Chiapas - Padrón Nacional Cafetalero. Mexico: Gobierno de Estado de Chiapas <https://map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/> (accessed June 1, 2021)
- Cruz-Angón A, Melgarejo ED, Camacho F. 2013. Introducción I. In: CONABIO, comp, *La Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*. Mexico: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas. pp 13-22. ISBN: 978-607-7607-98-4
- Didham RK, Lawton JH. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* **31**: 17-30. DOI: <https://doi.org/10.2307/2663956>
- Echeverría C, Newton AC, Lara A, Rey-Benayas JM, Coomes DA. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 426-439. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00311.x>
- Escobar-Ocampo MC, Castillo-Santiago MA, Escobar-Flores, Chanona-Pérez. 2023. Cambios en el uso del suelo y su impacto en la conectividad del paisaje en el corredor Selva Ocote-Finca El Corinto. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **94**: 1-23. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2023.94.5151>
- Escobar-Ocampo MC, Castillo-Santiago MA, Ochoa-Gaona S, Enríquez PL, Sibelet N. 2019. Assessment of Habitat Quality and Landscape Connectivity for Forest-Dependent Cracids in the Sierra Madre del Sur Mesoamerican Biological Corridor, México. *Tropical Conservation Science* **12**: 1-16. DOI: <http://dx.doi.org/10.1177/1940082919878827>
- Escobar-López A, Castillo-Santiago MA, Hernández-Stefanoni JL, François J, López-Martínez, JO. 2022. Identifying Coffee Agroforestry System Types Using Multitemporal Sentinel-2 Data and Auxiliary Information. *Remote Sensing* **14**: 3847. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14163847>
- Finegold Y, Ortmann A, Lindquist E, d'Annunzio R, Sandker M. 2016. *Map accuracy assessment and area estimation: a practical guide*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/documents/card/fr?details=e5ea45b8-3fd7-/> (accessed January 15, 2022)
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, Thau D, Sthehman, SV, Goetz SJ, Loveland TR, Kommareddy A, Egorov A, Chini L, Justice CO, Townshend JRG. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* **342**: 850-853. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hansen MC, Wang L, Song XP, Tyukavina A, Turubanova S, Potapov PV, Stehman S. 2020. The fate of tropical forest fragments. *Science Advances*, **6**: eaax8574. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax8574>
- Henry M, Bombelli A, Trotta C, Alessandrini A, Birigazzi L, Sola G, Vieilledent G, Santenoise P, Longuetaud F, Valentini G, Picard N, Saint-André L. 2013. GlobAllomeTree: International platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest-Biogeosciences and Forestry* **6**: 326-330. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor0901-006>
- Hoang NT, Taherzadeh O, Ohashi H, Kanemoto K, Yonekura Y, Nishijima S, Yamabe M, Matsui T, Matsuda H, Moran D. 2023. Mapping potential conflicts between global agriculture and terrestrial conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **120**: e2208376120. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2208376120>

- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2014. *Guía para la interpretación de la cartografía. Uso de suelo y vegetación, escala 1:250,000 serie V. México*: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/mapas/usosuelo/metadatos/guia\\_interusosuelov.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/mapas/usosuelo/metadatos/guia_interusosuelov.pdf) (accessed June 6, 2021)
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2018. Marco Geoestadístico. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463674658> (accessed October 11, 2023)
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2021. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie VII (2017-2021). Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/> (accessed April 7, 2024)
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* **16**: 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Mas JF, Lemoine-Rodríguez R, González-López R, López-Sánchez J, Piña-Garduño A, Herrera-Flores E. 2017a. Land use/land cover change detection combining automatic processing and visual interpretation. *European Journal of Remote Sensing* **50**: 626-635. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1387505>
- Mas JF, Lemoine-Rodríguez R, González R, López-Sánchez J, Piña-Garduño A, Herrera-Flores E. 2017b. Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. *Madera y Bosques* **23**: 119-131. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321472>
- Maxwell JE, Venter O. 2019. Mapping the Continuum of Humanity's Footprint on Land. *One Earth* **1**: 175-180. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.09.004>
- McGarigal K, Marks BJ. 1995. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure, General Technical Report PNW-GTR-351*. Oregon, USA: USDA Forest Service. [https://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw\\_gtr351.pdf](https://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf) (accessed October 12, 2023)
- Mertz O, Bruun TB, Jepsen MR, Ryan CM, Zaehring JG, Hinrup JS, Heinimann A. 2021. Ecosystem service provision by secondary forest in shifting cultivation areas remains poorly understood. *Human Ecology* **49**: 271-283. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10745-021-00236-x>
- Miranda F. 1952. *Vegetación de Chiapas, Volumen 1*. Chiapas, México: Gobierno del Estado de Chiapas. ISBN: 968-5025-01-0
- Muñoz M, Castillo M, Line F, Mondragón E, Carrillo O, Tipper R, Navarro C. 2021. Comparación de métodos de detección de cambio forestal en el marco del proyecto Forests 2020. *Realidad, Datos y Espacio. Revista Internacional de Estadística y Geografía*, **12**: 16-29.
- Müllerried FKG. 1957. *La Geología de Chiapas*. Chiapas, México: Gobierno del Estado de Chiapas.
- Olofsson P, Foody GM, Stehman S, Woodcock C. 2013. Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment* **129**: 122-131. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.031>
- Olofsson P, Foody GM, Herold M, Stehman S, Woodcock C, Wulder M. 2014. Good practices for estimating areas and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* **148**: 42-57. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Pedregosa F, Varoquaux G, Gramfort A, Michel V, Thirion B, Grisel O, Blondel M, Prettenhofer P, Weiss R, Dubourg V, Vanderplas J, Passos A, Cournapeau D, Brucher M, Perrot M, Duchesnay E. 2011. Scikit-learn: Machine Learning in Python. *Journal of Machine Learning Research* **12**: 2825-2830. <http://jmlr.org/papers/v12/pedregosa11a.html> (accessed January 15, 2023)
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/> (accessed June 1, 2021)
- Ricker M, Gutiérrez-García G. 2023. "Mexico's forest diversity: wood densities per specimen". *Mendeley Data*. **1**. DOI: <http://doi.org/10.17632/5d78g6mmng.1>
- Sahana M, Hong H, Sajjad H, Liu J, Zhu A. 2018. Assessing deforestation susceptibility to forest ecosystem in Ru-

- draprayang district, India using fragmentation approach and frequency ratio model. *Science of Total Environment* **627**: 1264-1275. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.290>
- Sarukhán J, Urquiza-Haas T, Koleff P, Carabias J, Dirzo R, Ezcurra E, Cerdeira-Estrada S, Soberón J. 2015. Strategic Actions to Value, Conserve, and Restore the Natural Capital of Megadiversity Countries: The Case of Mexico. *BioScience* **65**: 164-173. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biu195>
- Solórzano S, Castillo-Santiago MA, Navarrete-Gutiérrez DA, Oyama K. 2003. Impacts of the loss of neotropical highland forests on the species distribution: a case study using resplendent quetzal an endangered bird species. *Biological Conservation* **114**: 341-349. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00054-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00054-5)
- Solórzano J, Mas JF. 2023. Evaluación de técnicas de aprendizaje profundo para clasificar la cobertura terrestre de dos municipios de la Selva Lacandona. In: Borrego A, Ramírez I, Astier M. ed, *Integración Global: El Nuevo Entorno de los Territorios Locales*. Michoacán, México: Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. pp. 315-343. ISBN: 978-607-30-7442-1
- Tachikawa T, Hato M, Kaku M, Iwasaki A. 2011. Characteristics of Aster Gdem Version 2. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. Conference paper. DOI: <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2011.6050017>
- Tang H, Armston J, Hancock S, Marselis S, Goetz S, Dubayah R. 2019. Characterizing global forest canopy cover distribution using spaceborne lidar. *Remote Sensing of Environment* **231**: 111262. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111262>
- Terasaki Hart DE, Yeo S, Almaraz M, Beillouin D, Cardinael R, Garcia E, Kay S, Taylor S, Rosenstock, Todd S, Sprenkle-Hyppolite S, Stolle F, Suber M, Thapa B, Wood S, Cook-Patton SC. 2023. Priority science can accelerate agroforestry as a natural climate solution. *Nature Climate Change* **13**: 1179-1190. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01810-5>
- Thompson ID, Guariguata MR, Okabe K, Bahamondez C, Nasi R, Heymell V, Sabogal C. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* **18**: 20. <http://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss2/art20/> (accessed June 2, 2023)
- Tropek R, Sedlacek O, Beck J, Keil P, Musilova Z, Šimova I, Storch D. 2014. Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change”. *Science* **344**: 981. <https://doi.org/10.1126/science.1248753>
- Zanaga D, Van De Kerchove R, De Keersmaecker W, Souverijns N, Brockmann C, Quast R, Wevers J, Grosu A, Paccini A, Vergnaud S, Cartus O, Santoro M, Fritz S, Georgieva I, Lesiv M, Carter S, Herold M, Li L, Tsendbazar NE, Ramoino F, Arino O. 2021. ESA WorldCover 10 m 2020 v100. Geneva, Switzerland: Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5571936>
- Zanne AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DA, Ilic J, Jansen S, Lewis SL, Miller RB, Swenson NG, Wiemann MC, Chave J. 2009. Global Wood Density Database. *Dryad*. DOI: <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

---

**Editor de sección:** Miguel Olvera Vargas

**Contribución de los autores:** MACS, concepción del estudio, análisis de datos, redacción del manuscrito; EMV, mapa de cobertura del suelo, análisis de datos, redacción del manuscrito; REJ, mapa de cobertura del suelo; REEF, mapa de cobertura del suelo; RGG, mapa de cobertura del suelo; RDV, clasificación automatizada, análisis de datos; PCP, mapa de la cobertura del suelo; JFM, redacción del manuscrito; JLHS, redacción del manuscrito.

**Entidades financiadoras:** Agencia Espacial del Reino Unido y Ecometrica Ltd,

**Conflictos de interés:** Los autores declaran que no existe ningún conflicto de intereses, financieros o personales, en la información, presentación de datos y resultados de este artículo.