



Caracterización de combustibles forestales en un bosque de pino-encino bajo manejo forestal en la Sierra Tarahumara, Chihuahua

Characterization of forest fuels in a pine-oak forest under forest management in the *Sierra Tarahumara, Chihuahua, Mexico*

Aldo Saúl Mojica Guerrero¹, Marco Aurelio González Tagle^{1*}, Luis Ubaldo Castruita Esparza², Wibke Himmelsbach¹, Oscar Alberto Aguirre Calderón¹, Israel Yerena Yamalle¹

Fecha de recepción/Reception date: 19 de marzo de 2025
Fecha de aceptación/Acceptance date: 27 de noviembre de 2025

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales

²Universidad Autónoma de Chihuahua, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, México

*Autor para correspondencia; correo-e: marco.gonzaleztg@uanl.edu.mx

*Corresponding author; e-mail: marco.gonzaleztg@uanl.edu.mx

Resumen

A lo largo del tiempo, los incendios forestales han modelado la forma y estructura de los ecosistemas forestales; uno de los elementos esenciales para su ocurrencia son los combustibles forestales, que pueden ser alterados para incidir en el comportamiento del fuego. El objetivo de esta investigación fue evaluar la carga de combustibles forestales muertos en dos áreas con aprovechamiento maderable y diferente cobertura vegetal (anualidades 2013 y 2021). Para la estimación de combustibles leñosos se utilizó la técnica de intersecciones planares; la hojarasca y la capa de fermentación fueron recolectadas y deshidratadas para el cálculo del peso. Los promedios para las anualidades 2013 y 2021 fueron de 43.21 Mg ha^{-1} y 55.22 Mg ha^{-1} , respectivamente. Los resultados mostraron que la carga de combustibles leñosos fue superior en la anualidad 2013, pero la capa orgánica fue mayor en la anualidad 2021. El material liviano (hojarasca y fermentación), acumuló la mayor cantidad de combustible total en ambas anualidades con 61.46 y 76.53 %, respectivamente. La alta proporción de combustible en la capa orgánica implica el desarrollo de estrategias para su manejo, ya que se considera clave para el inicio de un incendio; si se consideran los efectos del cambio climático, se espera que los incendios aumenten su frecuencia.

Palabras clave: Carga de combustible, capa de fermentación, hojarasca, incendio forestal, manejo forestal, intersecciones planares.

Abstract

Over time, forest fires have shaped the form and structure of forest ecosystems; one essential element for their occurrence is forest fuels, which can be altered to influence fire behavior. The objective of this research was to assess the load of dead forest fuels in two areas with timber harvesting and a diverse vegetation cover in the years 2013 and 2021. The planar intersection technique was used to estimate woody fuels; leaf litter and the fermentation layer were collected and dehydrated to determine their weights. The averages for the years 2013 and 2021 were 43.21 Mg ha^{-1} and 55.22 Mg ha^{-1} , respectively. The results showed that the woody fuel load was higher in 2013, but the organic layer was larger in 2021. The light (leaf litter and fermentation) materials accumulated the highest total amount of fuel in both years, with 61.46 and 76.53 %, respectively. The high proportion of fuel in the organic layer implies the need to develop strategies for its management, as it is considered key to the ignition of a fire; if the effects of climate change are taken into account, fires are expected to increase in frequency.

Keywords: Load fuel, soil fermentation layer, leaf litter, fire, management, planar intersection.

Introducción

El cambio climático ha incrementado la frecuencia de ocurrencia de incendios forestales, especialmente en regiones de alta sensibilidad (bosques, selvas) (Sparks et al., 2018). Los incendios pueden originarse de manera natural, o por causas asociadas a actividades antropogénicas, y constituyen uno de los disturbios más significativos en los ecosistemas forestales (González-Tagle et al., 2020, 2023). Como disturbio, los incendios afectan la estructura y la composición de los bosques (Ávila-Flores et al., 2014; Elia et al., 2020; Huang et al., 2019). De acuerdo con la Comisión Nacional Forestal (Conafor, 2024), en los últimos 50 años, en México se registraron casi 400 mil incendios forestales, de los cuales 32 mil ocurrieron en el estado de Chihuahua y en la última década 570 en la región de Guachochi.

Los estudios de evaluación de combustibles forestales son fundamentales, ya que permiten atender su manejo, así como la identificación de zonas de riesgo o la modelación del comportamiento del fuego (Ortiz-Mendoza et al., 2024), la estimación del almacenamiento de carbono y la cuantificación de emisiones de gases contaminantes (Harris et al., 2019; Rodríguez-Trejo et al., 2020).

La carga natural de combustibles forestales (ramas, ramillas, frutos, troncos, raíces) depende de las coberturas de los diferentes tipos de vegetación, que generan diferencias en densidad, cantidad y calidad del material comburente, factores determinantes en el comportamiento del fuego (Torero, 2013; Xelhuantzi-Carmona et al., 2011). No obstante, prácticas como la tala ilegal, el control fitosanitario o las actividades de aprovechamiento forestal también contribuyen a incrementar la cantidad de residuos leñosos (Franco et al., 2009; Rentería-Anima et al., 2005). Por ello, el manejo técnico de un bosque requiere cuantificar la acumulación de combustibles (Caballero-Cruz et al., 2018). Una de las técnicas más utilizadas para evaluar el combustible muerto *in situ* es el método de intersecciones planares (Brown, 1974).

En México, se han estudiado los combustibles en diferentes ecosistemas y regiones, entre ellos: Rentería-Anima et al. (2005) en Durango; Rodríguez-Trejo et al. (2011) en Yucatán; Chávez-Durán et al. (2021) en bosques de Jalisco y Ruíz-Corzo et al. (2022), en Chiapas. En este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo determinar la carga de combustibles muertos en dos áreas con aprovechamiento forestal (2013 y 2021) en un bosque templado mixto, bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal. Para ello, se plantearon dos hipótesis: (a) La acumulación de combustibles forestales aumenta en áreas con más tiempo transcurrido desde el aprovechamiento, y (b) La carga de combustibles forestales varía significativamente en función de la cobertura vegetal, es más elevada en sitios con cobertura alta y menor en aquellos con cobertura baja.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente trabajo se realizó en un bosque templado en la Sierra Tarahumara, perteneciente a la Sierra Madre Occidental (SMO), en el ejido Tetahuichi, municipio Guachochi, Chihuahua, México. En dos áreas correspondientes a las anualidades de aprovechamiento forestal 2013 y 2021 (Figura 1). En la primera área, la anualidad (2013) se ubica en las coordenadas extremas 27°14'50" a 27°15'45" de latitud norte y -107°25'16" a -107°26'10" de longitud oeste. La segunda (2021) entre 27°14'57" y 27°15'33" de latitud norte y -107°21'11" y -107°22'16" de longitud oeste, entre 2 300 y 2 440 msnm.

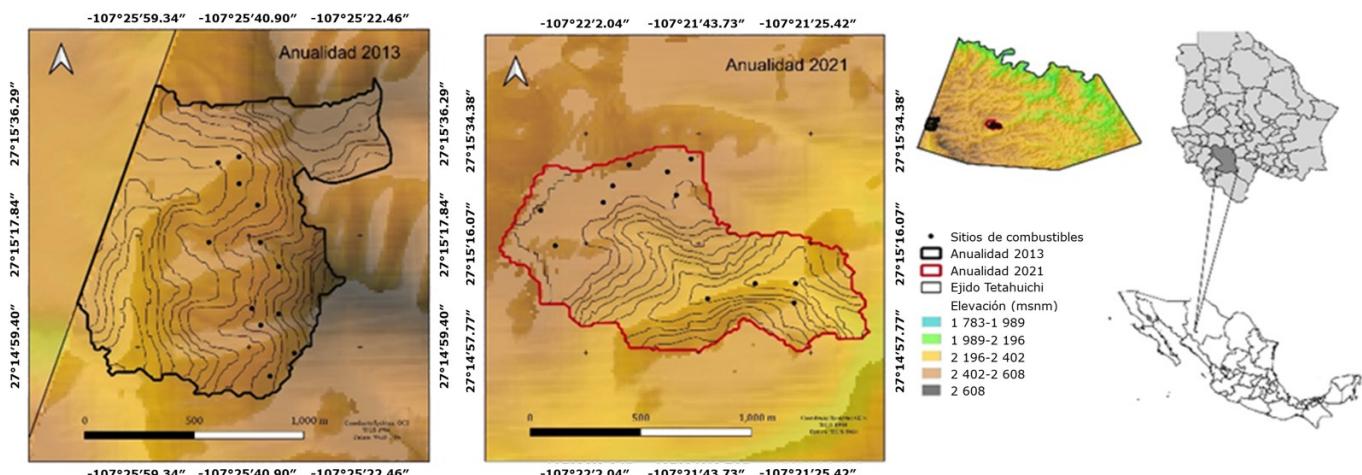


Figura 1. Ubicación geográfica de las áreas de estudio; ejido Tetahuichi, municipio Guachochi, en el estado de Chihuahua, México.

De acuerdo con García y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (García & Conabio, 1998), el clima en el ejido corresponde a Cb'(w₂)x' semifrío subhúmedo templado subhúmedo con una media anual de precipitación de 800 mm; los principales tipos de suelo son Luvisol y Regosol

(Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 2007). Las temperaturas extremas oscilan entre -13 a 31.5 °C, con una temperatura media anual de 10.6 °C (Balderrama-Castañeda et al., 2011). La mezcla de especies la conforman el bosque de pino-encino (BPQ), compuesta de *Pinus arizonica* Engelm., *P. durangensis* Martínez, *P. leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham. var. *chihuahuana* (Engelm.) Shaw, *P. strobiformis* Engelm. y en menor medida *P. lumholtzii* B. L. Rob. & Fernald; además de *Quercus sideroxyla* Bonpl., *Q. rugosa* Née, *Juniperus deppeana* Steud. y *Arbutus xalapensis* Kunth.

En el ejido se aplica el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), se utilizan los tratamientos de selección y aclareos; con una intensidad de corta de 30 % y un ciclo de corta de 15 años (Beltrán-Bustamante, 2012).

Elección de las áreas de muestreo

La delimitación del polígono ejidal en microcuencas permitió seleccionar dos áreas de trabajo, las anualidades de aprovechamiento forestal 2013 y 2021 del programa de manejo forestal vigente (PMF). A la fecha de medición (2023), las áreas presentaban diez y dos años de acumulación de combustibles. La elección se basó en criterios de similitud relacionados con la vegetación de bosque de pino-encino, los tratamientos silvícolas aplicados, la altitud y el mismo tipo de clima. En el Cuadro 1 se muestran las características evaluadas en los sitios de muestreo que reflejan la variabilidad del relieve en la zona.

Cuadro 1. Resumen de pendientes y exposiciones registradas en los transectos de muestreo de combustibles forestales de bosque de pino-encino.

Anualidad	Transectos	Pendiente mínima (%)	Pendiente máxima (%)	Pendiente media (%)	Exposiciones
2013	36	8	48	21.77	NO, S, SE y O
2021	36	4	38	15.44	N, NE, NO, E, S, SE y SO

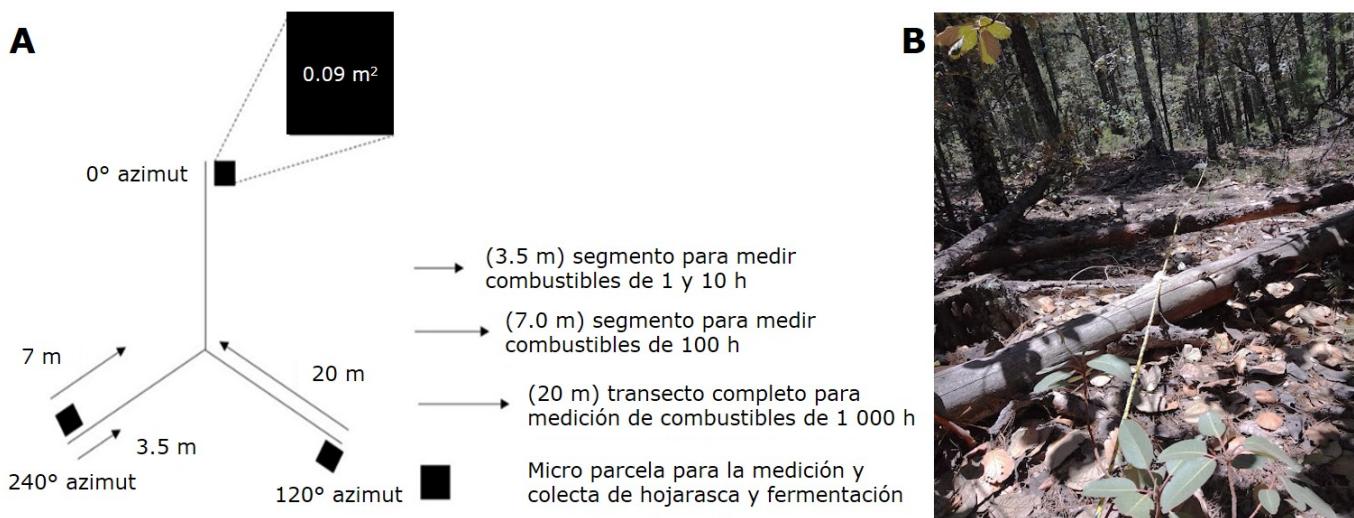
La cobertura vegetal se determinó mediante imágenes satelitales de alta resolución (Microsoft, 2023) a partir del software versión 230909.10403 *Stable* de *SAS.Planet* (2023), el cual permite obtener imágenes satelitales y datos cartográficos de diversos servidores en línea. Definidas las escenas correspondientes a cada microcuenca, se aplicó el método de clasificación supervisada (Jensen, 2015). Con este procedimiento y la textura de cada imagen, las coberturas vegetales se definieron y clasificaron como de alta cobertura (AC), mediana cobertura (MC) y baja cobertura (BC).

Se adaptó y modificó el método de Castañeda-Rojas et al. (2015) para el uso de una malla de 100×100 m, sobre la capa digital de coberturas obtenidas y así determinar proporciones de cobertura por hectárea y distribuir los sitios de muestreo. En *QGis* v 3.28 (QGIS Development Team, 2022), se realizó la distribución aleatoria de 12 sitios de muestreo por anualidad, es decir 24 sitios en total.

Trabajo de campo

La medición se efectuó en los meses de julio y octubre de 2023, con el método de intersecciones planares (Brown, 1974), adaptado por Morfin-Ríos et al. (2012). Cada sitio fue georreferenciado con un GPS (*Garmin® etrex 20*). A partir del centro se trazaron tres transectos de 20 m de longitud, cuya orientación se realizó con una brújula *Brunton® F-5010*. Se recolectaron 36 muestras de hojarasca y 36 de la capa

de fermentación por cada anualidad, en una microparcela de 0.09 m^2 ubicada al final de cada transecto (Figura 2A). Estas se pesaron (balanza de precisión *Navigator Ohaus® NV422*) y deshidrataron (estufa de secado *Riossa® H-41*) en el laboratorio de la Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales de la Universidad Autónoma de Chihuahua, en Ciudad Delicias, Chihuahua.



A = Arreglo utilizado para registrar la carga y estructura de los combustibles presentes en el sitio; B = Vista en campo que muestra la distribución del material combustible fino y grueso.

Figura 2. Esquema de cuantificación y disposición superficial de combustibles forestales.

Las muestras de hojarasca analizadas fueron una mezcla de especies de pino y encino entre las que destacan *Pinus durangensis*, *P. leiophylla* var. *chihuahuana*, *Quercus rugosa* y *Q. sideroxyla* (Figura 2B).

En ambas anualidades, se establecieron parcelas de muestreo de vegetación de $2\ 500\text{ m}^2$, en las cuales se registraron sus principales atributos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Características arbóreas de las áreas de muestreo de pino-encino.

Anualidad	Núm. de especies	Árboles ha ⁻¹	Diámetro promedio (cm)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Altura promedio (m)
2013	8	828	18.06	28.24	12.57
2021	9	708	17.26	20.72	8.84

Trabajo de laboratorio y estimación del peso de los combustibles

La clasificación del combustible leñoso, medido y cuantificado se llevó a cabo en función del diámetro de cada pieza, conforme a los criterios establecidos por Fosberg et al. (1970). Las muestras de hojarasca y fermentación fueron deshidratadas a temperatura constante de 70 °C por 72 horas en una estufa de secado *Riossa® H-41* en el laboratorio. Antes y después de ingresarlas a la estufa se pesaron en una balanza *Navigator Ohaus® NV422* para obtener la diferencia de pesos.

La estimación de las cargas de combustible se realizó empleando las ecuaciones descritas por Morfín-Ríos et al. (2012) (Cuadro 3). El método de estimación de gravedad específica (*GE*) consiste en sumergir piezas secas de combustible forestal en parafina líquida para hacerla impermeable, después sumergirla en agua para conocer el desplazamiento y así determinar la *GE* (Nalder et al., 2000). La carga de combustibles finos por hectárea se estimó con la extrapolación de los datos obtenidos de la microparcela de 0.09 m². Los análisis estadísticos se hicieron en el software R v 4.4.1. (R Core Team, 2024).

Cuadro 3. Ecuaciones empleadas para el cálculo de los combustibles forestales.

Combustibles de 1, 10 y 100 h	Combustible de 1 000 h
$C = \frac{(k) GE (DCP) (f) (c)}{L}$	$C = \frac{(k) GE \Sigma (DC) (c)}{L}$

C = Carga de combustible (Mg ha^{-1}); $k = 1.234$; GE = Gravedad específica; DCP = Diámetro cuadrático promedio para combustibles; DC = Diámetro cuadrático de combustibles de 1 000h; rango de diámetro de combustibles de 1h (0-0.5 cm), 10h (0.6-2.5 cm), 100h (2.6-7.5 cm) y 1 000h (>7.5 cm); f = Frecuencia piezas; c = Corrección de pendiente; L = Longitud del transecto.

Análisis estadístico

Con la información de campo respecto a las diferentes clases de combustibles, el material leñoso se integró como de 1, 10, 100 y 1 000 horas de retardo ($C-1h$, $C-10h$, $C-100h$ y $C-1\,000h$), además de la hojarasca y fermentación ($C-ho$ y $C-fe$). Se formaron seis grupos de comparación, diferenciados por cobertura alta, media y baja, seguida de la anualidad correspondiente (AC-2013, MC-2013, BC-2013, AC-2021, MC-2021 y BC-2021) (Cuadro 4). Se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos para la carga de las clases de combustibles en los diferentes grupos con las pruebas de *Shapiro-Wilk* y *Levene*, respectivamente. Para determinar diferencias estadísticas, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de confianza 95 %, y la prueba *post hoc Tukey* ($\alpha=0.05$). En su defecto, se aplicó la prueba no paramétrica de medias de rangos *Kruskal-Wallis* y para las diferencias entre los grupos se utilizó la prueba de *Dunn* (Hood et al., 2018).

Cuadro 4. Carga promedio de combustibles, por clase de comburente y grupo, considerando el tipo de cobertura y la anualidad, incluye las pruebas de normalidad con *Shapiro-Wilk* y homocedasticidad *Levene*.

Grupo	n	Valores medios de necromasa expresada en Mg ha⁻¹							Total
		C-1h	C-10h	C-100h	C-1 000h	C-ho	C-fe		
AC-2013	12	0.38 _a	2.78 _a	4.40 _a	11.37 _a	14.66 _{ab}	17.28 _{ab}	50.87 _a	
AC-2021	12	0.31 _{ab}	1.86 _{ab}	3.40 _a	7.97 _a	14.97 _{ab}	30.76 _a	59.26 _a	
MC-2013	12	0.37 _a	2.26 _{ab}	4.85 _a	12.48 _a	14.31 _{ab}	14.35 _b	48.64 _{ab}	
MC-2021	12	0.27 _{ab}	2.12 _{ab}	3.17 _a	10.45 _a	18.41 _a	26.93 _a	61.34 _a	
BC-2013	12	0.30 _{ab}	2.13 _{ab}	3.10 _a	5.56 _a	10.71 _b	8.37 _b	30.16 _b	
BC-2021	12	0.21 _b	1.51 _b	2.67 _a	4.92 _a	16.91 _{ab}	18.84 _a	45.06 _{ab}	
2013	36	0.35	2.39	4.11	9.8	13.23	13.33	43.21	
2021	36	0.26	1.83	3.08	7.78	16.76	25.5	55.22	
<i>Shapiro-Wilk</i>		<i>W</i> =0.87 <i>p</i> <0.001	<i>W</i> =0.96 <i>p</i> =0.06	<i>W</i> =0.95 <i>p</i> =0.012	<i>W</i> =0.78 <i>p</i> <0.001	<i>W</i> =0.91 <i>p</i> <0.001	<i>W</i> =0.96 <i>p</i> =0.06	<i>W</i> =0.98 <i>p</i> =0.35	
<i>Levene</i>		<i>F</i> =0.17 <i>p</i> >0.97	<i>F</i> =0.75 <i>p</i> =0.58	<i>F</i> =0.89 <i>p</i> =0.48	<i>F</i> =0.90 <i>p</i> =0.48	<i>F</i> =1.83 <i>p</i> =0.11	<i>F</i> =2.55 <i>p</i> =0.03	<i>F</i> =0.87 <i>p</i> =0.50	

Las diferencias estadísticas por grupo en cada clase de combustible están indicadas por las letras distintas. AC = Alta cobertura; MC = Mediana cobertura; BC = Baja cobertura; *n* = Número de muestras; C-ho = Hojarasca; C-fe = Fermentación.

Resultados y Discusión

La carga de combustibles promedio para la anualidad 2013 fue de 43.21 Mg ha⁻¹ y para 2021 de 55.22 Mg ha⁻¹. La prueba estadística mostró diferencia entre las cargas totales ($F_1, \gamma_0=8.61, p=0.004$); sin embargo, la primera hipótesis fue rechazada, debido que el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento no influyó en la acumulación de combustibles.

En relación a la carga por tipos de cobertura, la anualidad 2013 en coberturas cerradas (AC) registró 50.87 Mg ha^{-1} , coberturas medias (MC) 48.64 Mg ha^{-1} y en áreas abiertas (BC) 30.16 Mg ha^{-1} . Las estimaciones de 2021 tuvieron un aumento de carga (AC=59.26; MC=61.34 y BC=45.06 Mg ha^{-1}). Las coberturas homólogas presentaron diferencias de 8.39, 12.7 y 14.9 Mg ha^{-1} , respectivamente. Una vez verificados los supuestos de normalidad para la carga por cobertura ($W=0.98$, $p=0.35$), se aplicó un ANOVA que evidenció diferencias entre las coberturas ($F_{5, 66}=5.44$, $p<0.001$); la prueba Tukey mostró diferencias entre las coberturas AC-2013, AC-2021 y MC-2021, respecto a la BC-2013. Por lo tanto, la variación de carga total en las coberturas de ambas anualidades soporta la segunda hipótesis, al evidenciar que las coberturas altas registraron mayor acumulación de material inflamable (Figura 3 y Cuadro 4).

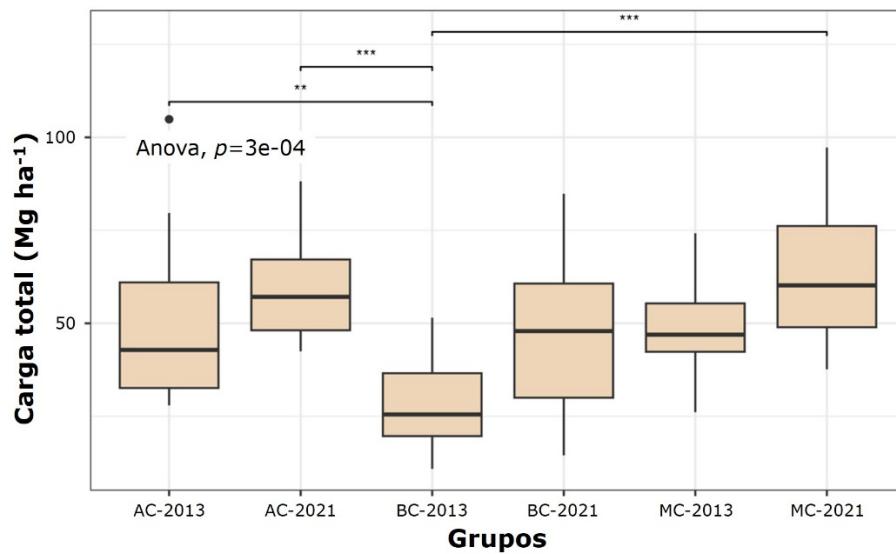


Figura 1. Prueba estadística de la carga de combustibles por tipo de cobertura vegetal, en las anualidades 2013 y 2021.

Las cargas promedio totales estimadas en ambas anualidades (43.21 y 55.22 Mg ha^{-1}) se consideran altas, al compararlas con los 17.9 Mg ha^{-1} de bosque templado (Xelhuantzi-Carmona et al., 2011); y superan las 7.09 Mg ha^{-1} en bosque incendiado y 31.72 Mg ha^{-1} en áreas no incendiadas (Bonilla-Padilla et al., 2013). No obstante,

valores semejantes se han documentado en densidades arbóreas bajas y altas, con cargas de 50.51 y 46.79 Mg ha⁻¹, en un bosque templado de Oaxaca (Caballero-Cruz et al., 2018). Esto muestra que la acumulación de combustibles responde a las condiciones de estructura del bosque y al manejo forestal que generan residuos, que para este caso fueron picados y esparcidos con fines de protección al suelo (Beltrán-Bustamante, 2012).

Conjuntamente, las capas de hojarasca y fermentación concentraron 61.46 % de combustible total en la anualidad 2013; mientras que en 2021 76.53 %; ambos valores inferiores a lo citado por Chávez-Durán et al. (2021) en bosques protegidos de Jalisco, quienes mencionan que cargas mayores a 100 Mg ha⁻¹ son las de más alto riesgo para las conflagraciones. Los altos valores de carga en el perfil orgánico de este estudio se deben, principalmente, a la composición y estructura del bosque, así como al manejo silvícola; por lo anterior, el riesgo de ignición dependerá principalmente de la mayor cantidad de combustible inflamable en esas capas superficiales.

Los combustibles de una hora (C-1h) presentaron las cargas más bajas en ambas anualidades; el promedio para la anualidad 2013 fue de 0.35 Mg ha⁻¹ y para 2021 de 0.26 Mg ha⁻¹. La aportación de esta clase de combustibles representa menos de uno por ciento del total en cada anualidad.

Esta categoría de combustible tuvo diferencias estadísticas ($X^2=21.48$, g. I.=5, $p<0.001$). Según la prueba de Dunn se observaron entre los grupos de alta y media cobertura de 2013, respecto a baja cobertura de 2021, con medias respectivas de 0.38, 0.37 y 0.21 Mg ha⁻¹ (Cuadro 4). Las cargas se asemejan a lo señalado por Castañeda-Rojas et al. (2015) en bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. en el centro de México. Mientras que en pastizales y sabanas difieren con cantidades inferiores a 0.17 Mg ha⁻¹ (Rodríguez-Trejo et al., 2020). Esto sugiere que la acumulación de combustibles está influenciada por el tipo de cobertura, que favorece la acumulación de comburentes. Además, estos materiales son descompuestos rápidamente por microorganismos y factores ambientales, pasando a formar parte de la capa orgánica (Tapia-Coronado et al., 2022). Sin embargo, aun con cantidades bajas no deja de constituir un riesgo, ya que favorece la rápida propagación del incendio.

Los combustibles C-10h acumulan una media de 2.39 y 1.83 Mg ha⁻¹ para las anualidades 2013 y 2021, valores que representan 5.53 y 3.31 % de la aportación de combustibles en cada anualidad. El análisis estadístico presentó discrepancia ($F_{5,66}=2.99$, $p=0.017$). La prueba de comparación múltiple *Tukey*, mostró diferencias entre la alta y baja cobertura de los grupos AC-2013 y BC-2021, con promedios de 2.78 y 1.51 Mg ha⁻¹, respectivamente (Cuadro 4). Estos resultados son similares a lo observado por Hoffman et al. (2007), cuyos valores variaron entre 1.79 y 2.35 Mg ha⁻¹. Sin embargo, difieren con los de Rubio-Camacho et al. (2016) y Castañeda-Rojas et al. (2015), quienes registraron cantidades superiores en bosques con diferente densidad y en zonas con y sin evidencia de incendio, respectivamente.

De acuerdo con Xelhuantzi-Carmona et al. (2011), cuando hay una alta densidad arbórea la carga de material tiende a ser mayor; de esa forma, las diferencias entre las cargas de biomasa son consecuencia de la variación de la densidad y cobertura arbórea, por lo que la acumulación de material comburente de menores dimensiones en altas coberturas permite que el fuego se propague de forma rápida y continua hacia el material leñoso de categorías superiores.

La carga media de combustibles para C-100h fue de 4.11 y 3.08 Mg ha⁻¹, equivalentes a 9.51 y 5.58 % de la aportación de esta clase de comburentes para las anualidades 2013 y 2021. La prueba estadística no evidenció diferencias entre los grupos ($X^2=7.82$, $g. l.=5$, $p=0.16$) y la prueba de comparación múltiple de *Dunn* lo confirmó. Aun cuando se observaron diferencias numéricas en las medias extremas de los grupos MC-2013 y BC-2021 (4.85 a 2.67 Mg ha⁻¹, respectivamente). La variabilidad interna fue alta, comprobado con el Coeficiente de variación, factor que explica la ausencia de diferencias estadísticas entre los grupos.

La carga media de combustibles de C-100h, se asemeja a lo indicado por Hoffman et al. (2007) en áreas ligeramente afectadas por parásitos, y contrastan con lo descrito por Barrios-Calderón et al. (2024), con valores superiores. Por otra parte, en pastizales se han documentado cargas inferiores de esta clase de combustibles, de 0.23 a 0.37 Mg ha⁻¹ (Rodríguez-Trejo et al., 2020). Las diferencias de la carga de

combustibles entre bosques y pastizales se deben a una mayor biomasa y densidad de la cobertura vegetal en ecosistemas templados.

Los combustibles C-1 000h acumularon cantidades promedio de 9.8 Mg ha⁻¹ (22.67 %) y 7.78 Mg ha⁻¹ (14.09 %), respectivamente para 2013 y 2021. La prueba de *Kruskal-Wallis* no presentó diferencias entre grupos ($X^2=3.65$, g. I.=5, $p=0.6$). Aunque el promedio del combustible fluctúo de 4.92 a 12.48 Mg ha⁻¹ como mínimo y máxima en los grupos BC-2021 y MC-2013 (Cuadro 4); el Coeficiente de variación registró alta dispersión interna, lo que indicó una fuerte distribución heterogénea, que limitó a la prueba de *Dunn* a detectar diferencias estadísticas. Estas cargas fueron menores a lo citado por Castañeda-Rojas et al. (2015) y Barrios-Calderón et al. (2024) en bosques del centro y sur del país.

Los grupos de la clase de combustibles de C-1 000h y C-100h no tuvieron diferencias estadísticas por la alta variabilidad interna. Sin embargo, los mayores volúmenes se presentaron en sitios de amplia cobertura. Por naturaleza, esta clase de combustibles se incorporan al piso forestal de forma paulatina y estable, se incrementan como consecuencia de fenómenos climáticos extremos y actividades antrópicas. Rentería-Anima et al. (2005) señalan que son determinantes por la intensidad y duración al incinerarse y lo complicado que resulta controlarlos.

La hojarasca (C-ho) fue la segunda clase de combustible de mayor aportación en ambas anualidades, con valores medios de 13.23 y 16.76 Mg ha⁻¹, equivalentes a 30.61 y 30.35 % del combustible total en las anualidades 2013 y 2021, respectivamente. El análisis estadístico arrojó diferencias ($X^2=14.49$, g. I.=5, $p=0.012$). La prueba de comparación múltiple de *Dunn* evidenció diferencia entre el grupo de BC-2013, respecto al grupo de media cobertura de la anualidad 2021 (Cuadro 4). Los resultados mostraron variabilidad moderada.

La tasa de degradación de la hojarasca se relaciona con factores ambientales como la temperatura y la humedad (Bonilla-Padilla et al., 2013). La descomposición ocurre lentamente en ecosistemas templados (Ibarra et al., 2011). Algunos estudios como los de Moreno-Valdez et al. (2018) y Rodríguez-Balboa et al. (2019) han demostrado como la tasa de degradación de 99 % de hojarasca puede prolongarse desde 10.8

hasta 29 años en bosques templados. Por su parte, Fry et al. (2018) indican que la acícula acumulada en bosques de *Pinus jeffreyi* Balf. presenta una descomposición muy lenta de 7 a 11 % por año.

La cantidad de hojarasca registrada en este estudio fue superior a lo observado por Xelhantzi-Carmona et al. (2011) y Rubio-Camacho et al. (2016). Fry et al. (2018) señalan que la caída anual de hojarasca en bosques de *Pinus jeffreyi* es variable. Esta clase de comburente aumenta el riesgo de ignición e incrementa la velocidad de propagación del fuego (Scott et al., 2014).

La capa de fermentación (C-fe) fue el combustible de mayor representación en ambas anualidades; los valores medios registraron 13.33 y de 25.51 Mg ha⁻¹, para las anualidades 2013 y 2021, respectivamente equivalentes a 30.84 y 46.18 % del combustible total en cada área. La prueba no paramétrica Kruskal-Wallis registró diferencias entre los grupos ($X^2=27.16$, g. I.=5, $p<0.0001$). Las diferencias se presentaron entre los de alta y media cobertura de la anualidad 2021, respecto a las coberturas media y baja de la anualidad 2013 (Cuadro 4), de acuerdo con la prueba de comparación de Dunn.

Diversos factores, como las pendientes, exposiciones, coberturas, humedad y temperatura entre otras pudieron incidir de forma distinta en cada área evaluada; lo que afectó la actividad biológica de los microorganismos a nivel de descomponedores de la materia orgánica (Bonilla-Padilla et al., 2013; Martínez-Atencia, 2013); ello dio paso a la fermentación e incrementó la carga, a diferencia de las áreas menos húmedas, que ralentizan el proceso de descomposición y aumentan la capa orgánica.

Los resultados coinciden con lo obtenido por Rubio-Camacho et al. (2016), quienes indican que la capa de fermentación fue el combustible con la mayor aportación en bosques templados. Asimismo, Rodríguez-Trejo et al. (2011) registraron 13.14 Mg ha⁻¹ de fermentación en áreas con afectación alta por efecto de disturbio natural.

Conclusiones

El presente estudio contribuye a la comprensión de la distribución de las cargas de combustible en distintas coberturas de bosques de pino-encino. La caracterización realizada constituye un elemento técnico fundamental que respalda el diseño e implementación de estrategias de planeación y control a corto, mediano y largo plazo, orientadas a la mitigación de los incendios forestales en la región.

La acumulación del combustible en la anualidad 2013 no registró aumento de la carga total con relación al tiempo transcurrido desde el aprovechamiento. A pesar de que el material leñoso acumuló una mayor cantidad de combustible respecto a 2021, por lo que se incumplió la primera hipótesis. La variación de combustible por tipo de cobertura en ambas anualidades dio como resultado aceptar la segunda hipótesis.

Las diferencias en las cargas de combustibles por tipo de cobertura y anualidad se deben principalmente a la composición y estructura del bosque, a las condiciones ambientales y al manejo forestal; la carga del perfil orgánico es de atención prioritaria por el riesgo que representa en la ignición y dispersión del fuego.

En el futuro será necesario ampliar la red de muestreo para caracterizar las cargas de combustible a nivel regional, en la cual se considere la naturaleza y dinámica de los materiales en áreas con y sin aprovechamiento forestal. Esto permitirá pronosticar el comportamiento del fuego a partir de factores como la composición de especies, la estructura y la cobertura de las masas forestales, y con ello identificar áreas prioritarias para la prevención, atención y control de incendios forestales.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación (Seciht) por el financiamiento de la beca de posgrado con número de CVU309118 para llevar a cabo los estudios del programa de doctorado del primer autor. Al equipo de técnicos forestales en el ejido Tetahuichi, Chihuahua por la facilidad proporcionada para la realización del estudio. Al M. en C. Raúl Narváez Flores por su asesoría.

Conflictos de interés

Los autores descartan cualquier conflicto de intereses.

Contribución por autor

Aldo Saúl Mojica Guerrero: muestreo de campo, trabajo de muestras en laboratorio, análisis de datos, y redacción del documento; Marco Aurelio González Tagle: diseño de muestreo, revisión de documento; Luis Ubaldo Castruita Esparza: muestreo en campo, facilitación del laboratorio para análisis de muestras, revisión del documento; Wibke Himmelsbach: revisión del documento; Óscar Alberto Aguirre Calderón: revisión del documento; Israel Yerena Yamallel: revisión del documento.

Referencias

Ávila-Flores, D. Y., González-Tagle, M. A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E., Vargas-Larreta, B., & Alanís Rodríguez, E. (2014). Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de

- coníferas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20(1), 33-45. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2013.01.005>
- Balderrama-Castañeda, S., Luján-Álvarez, C., Lewis, D. K., Ortega-Gutierrez, J. A., de Jong, B. H. J., & Nájera-Ruiz, T. (2011). Factibilidad de generación de electricidad mediante gasificación de residuos de aserradero en el norte de México. *Madera y Bosques*, 17(2), 67-84. <https://doi.org/10.21829/myb.2011.1721149>
- Barrios-Calderón, R. de J., Flores-Garnica, J. G., Rodríguez-Morales, J. A., & Torres-Velázquez, J. R. (2024). Variación altitudinal de cargas de combustibles forestales en un bosque de Pino-Encino fragmentado en el Volcán Tacaná, México. *Ecosistemas*, 33(2), Artículo 2648. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2648>
- Beltrán-Bustamante, B. (2012). *Programa de manejo Forestal: Ejido Tetahuichi, Mpio Guachochi, Chihuahua* [Lib. CHIH., T-UA Vol. 1 Núm. 11 Año 12]. Registro Nacional Forestal.
- Bonilla-Padilla, E., Rodríguez-Trejo, D. A., Borja-de la Rosa, A., Cíntora-González, C., & Santillán-Pérez, J. (2013). Dinámica de combustibles en rodales de encino-pino de Chignahuapan, Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(19), 20-33. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i19.376>
- Brown, J. K. (1974). *Handbook for inventoring downed woody material* [General Technical Report INT-16]. United States Department of Agriculture, Forest Service. <https://research.fs.usda.gov/treesearch/28647>
- Caballero-Cruz, P., Santiago-Juárez, W., Martínez-Santiago, D., Cruz-Santiago, O. L., Pérez-Silva, E. R., & Aguirre-Calderón, O. A. (2018). Combustibles forestales y susceptibilidad a incendios en un bosque templado en la Mixteca alta, Oaxaca, México. *Forestal Veracruzana*, 20(1), 9-18. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49757295003>
- Castañeda-Rojas, M. F., Endara-Agramont, A. R., Villers-Ruiz, M. de L., & Navar-Bernal, E. G. (2015). Evaluación forestal y de combustibles en bosques de *Pinus hartwegii* en el Estado de México según densidades de cobertura y vulnerabilidad a incendios. *Madera y Bosques*, 21(2), 45-58. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.212444>

- Chávez-Durán, Á. A., Bustos-Santana, A., Chávez-Durán, H. M., De la Mora-Orozco, C., Flores-Garnica, J. G., Rubio-Camacho, E. A., & Xelhuantzi-Carmona, J. (2021). Spatial distribution of fuel loads in a pine-oak sample plot. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(65), 112-133. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i65.787>
- Comisión Nacional Forestal. (2024). *Incendios forestales en México: Histórico 1970-2024* [Mapa interactivo de datos]. Sistema Nacional de Información Forestal y de Suelos (SNIF). <https://snif.cnf.gob.mx/incendios/>
- Elia, M., Giannico, V., Spano, G., Laforteza, R., & Sanesi, G. (2020). Likelihood and frequency of recurrent fire ignitions in highly urbanised Mediterranean landscapes. *International Journal of Wildland Fire*, 29(2), 120-131. <https://doi.org/10.1071/WF19070>
- Fosberg, M. A., Lancaster, J. W., & Schroeder, M. J. (1970). Fuel moisture response—drying relationship under standard and field condition. *Forest Science*, 16(1), 121-128. <https://doi.org/10.1093/forestscience/16.1.121>
- Franco, S., Endara, A., Regíl, H., & Nava, G. (2009). *Estudio fitosanitario forestal del Parque Nacional Nevado de Toluca*. Instituto en Ciencias Agropecuarias y Rurales, Universidad Autónoma del Estado de México. https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Estudio+fitosanitario+forestal+del+Parque+Nacional+Nevado+de+Toluca&btnG
- Fry, D. L., Stevens, J. T., Potter, A. T., Collins, B. M., & Stephens, S. L. (2018). Surface fuel accumulation and decomposition in old-growth pine-mixed conifer forests, northwestern Mexico. *Fire Ecology*, 14, Article 6. <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0017-5>
- García, E., & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (1998). *Climas* [Base de datos interactiva]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/clima/climas/clima1mgw
- González-Tagle, M. A., Avila-Flores, D. Y., Himmelsbach, W., & Cerano-Paredes, J. (2020). Fire history of conifers forest of Cerro El Potosí, Nuevo León, México. *The Southwestern Naturalist*, 64(3-4), 203-209. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-64.3-4.203>

González-Tagle, M. A., Cerano-Paredes, J., Himmelsbach, W., Alanís-Rodríguez, E., & Colazo-Ayala, Á. A. (2023). Fire records based on dendrochronological techniques for a coniferous forest in the southeastern region of Jalisco, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 29(1), 35-50. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2022.03.018>

Harris, L. B., Scholl, A. E., Young, A. B., Estes, B. L., & Taylor, A. H. (2019). Spatial and temporal dynamics of 20th century carbon storage and emissions after wildfire in an old-growth forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 449, Article 117461. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117461>

Hoffman, C., Mathiasen, R., & Sieg, C. H. (2007). Dwarf mistletoe effects on fuel loadings in ponderosa pine forests in northern Arizona. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(3), 662-670. <http://doi:10.1139/X06-259>

Hood, S. M., Cluck, D. R., Jones, B. E., & Pinnell, S. (2018). Radial and stand-level thinning treatments: 15-year growth response of legacy ponderosa and Jeffrey pine trees. *Restoration Ecology*, 26(5), 813-819. <https://doi.org/10.1111/rec.12638>

Huang, W., Liu, X., González, G., & Zou, X. (2019). Late Holocene fire history and charcoal decay in subtropical dry forests of Puerto Rico. *Fire Ecology*, 15, Article 14. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0033-0>

Ibarra, M., Caldentey, J., & Promis, Á. (2011). Descomposición de la hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* en la región de Magallanes. *Bosque*, 32(3), 227-233. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002011000300004>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2007). *Conjunto de datos Vectorial Edafológico, Escala 1:250 000 Serie II (Continuo Nacional)* [Carta edafológica]. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/#descargas>

Jensen, J. R. (2015). *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective* (4th Ed.). Pearson Education. https://books.google.com.mx/books/about/Introductory_Digital_Image_Processing.html?id=BWx3CgAAQBAJ&redir_esc=y

Martínez-Atencia, J. del C. (2013). *Producción y descomposición de hojarasca en sistemas silvopastoriles de estratos múltiples y su efecto sobre propiedades*

- bioorganicas del suelo en el valle medio del Río Sinú* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio UNAL.
<https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/20938>
- Microsoft. (2023). *Bing Maps Aerial Imagery* [Satellite image data]. Microsoft Bing Maps. <https://www.bing.com/maps>
- Moreno-Valdez, M. E., Domínguez-Gómez, T. G., Alvarado, M. del S., Colín, J. G., Corral-Rivas, S., & González-Rodríguez, H. (2018). Aporte y descomposición de hojarasca en bosques templados de la region de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 70-93. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.180>
- Morfin-Ríos, J. E., Jardel-Peláez, E. J., Michel-Fuentes, J. M., & Alvarado-Celestino, E. (2012). *Caracterización y cuantificación de combustibles forestales*. Comisión Nacional Forestal y Universidad de Guadalajara.
<http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/descargar.aspx?articulo=459>
- Nalder, I. A., Wein, R. W., Alexander, M. E., & de Groot, W. J. (2000). Physical properties of dead and downed round-wood fuels in the boreal forests of Western and Northern Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 9(2), 85-99.
<https://doi.org/10.1071/WF00008>
- Ortiz-Mendoza, R., González-Tagle, M. A., Pérez-Salicrup, D. R., Aguirre-Calderón, O. A., Himmelsbach, W., & Cuéllar-Rodríguez, L. G. (2024). Comportamiento del fuego y consumo de la capa de hojarasca en bosques de pino-oyamel y pino-encino. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 15(86), 77-100.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v15i86.1485>
- QGIS Development Team. (2022). *QGIS Geographic Information System* (version 3.28) [Software]. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>
- R Core Team. (2024). *R: A lenguaje and environment for statical computing* (version 4.4.1) [Software]. R Foundation For Statical Computing. <https://www.R-project.org>
- Rentería-Anima, J. B., Treviño-Garza, E. J., Návar-Chaidez, J. de J., Aguirre-Calderón, O. A., & Cantú-Silva, I. (2005). Caracterización de combustibles leñosos en el ejido Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 11(1), 51-56. <https://www.redalyc.org/pdf/629/62911108.pdf>

- Rodríguez-Balboa, P. C., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Pando-Moreno, M., Marmolejo-Monsiváis, J. G., Gómez-Meza, M. V., & Lazcano-Cortez, J. (2019). Modelos de degradación de la hojarasca en bosques de encino y de pino en Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(55), 39-55. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i55.548>
- Rodríguez-Trejo, D. A., Martínez-Muñoz, P., Pulido-Luna, J. A., Martínez-Lara, P. J., & Cruz-López, J. D. (2020). Combustibles, comportamiento del fuego y emisiones en un pastizal y una sabana artificiales en Chiapas. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 641-654. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i2.33954>
- Rodríguez-Trejo, D. A., Tchikoué, H., Cíntora-González, C., Contreras-Aguado, R., & de la Rosa-Vázquez, A. (2011). Modelaje del peligro de incendio forestal en las zonas afectadas por el huracán Dean. *Agrociencia*, 45, 593-608. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952011000500006
- Rubio-Camacho, E. A., González-Tagle, M. A., Benavides-Solorio, J. de D., Chávez-Durán, Á. A., & Xelhantzi-Carmona, J. (2016). Relación entre necromasa, composición de especies leñosas y posibles implicaciones del cambio climático en bosques templados. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (13, Número especial), 2601-2614. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i13.486>
- Ruiz-Corzo, R., Raj-Aryal, D., Venegas-Sandoval, A., Jerez-Ramírez, D. O., Fernández-Zuñiga, K. S., López-Cruz, S. del C., López-Hernández, J. C., Peña-Álvarez, B., & Velázquez-Sanabria, C. A. (2022). Dinámica temporal de combustibles forestales y efecto del incendio en Cerro Nambiyugua, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(2), Artículo e3253. <https://doi.org/10.19136/era.a9n2.3253>
- SAS.Planet. (2023). SASGIS (version 230909.10403 Stable) [Software]. SAS.Planet. <https://www.sasgis.org/>
- Scott, A. C., Bowman, D. M. J. S., Bond, W. J., Pyne, S. J., & Alexander, M. E. (2014). *Fire on earth: An introduction*. Wiley Blackwell. <https://www.wiley.com/en-us/Fire+on+Earth%3A+An+Introduction-p-9781119953562>
- Sparks, A. M., Talhelm, A. F., Feltrin, R. P., Smith, A. M. S., Johnson, D. M., Kolden, C. A., & Boschetti, L. (2018). An experimental assessment of the impact of drought

and fire on western larch injury, mortality and recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 27(7), 490-497. <https://doi.org/10.1071/WF18044>

Tapia-Coronado, J. J., Contreras, J. L., Martínez-Atencia, J., López, L., & Rodríguez, J. L. (2022). Producción y descomposición de hojarasca de especies forestales en sistemas silvopastoriles, Valle de Sinú, Colombia. *Agronomía Mesoamericana*, 33(3), Artículo 49781. <https://doi.org/10.15517/am.v34i1.49781>

Torero, J. L. (2013). An introduction to combustion in organic materials. In C. M. Belcher (Ed.), *Fire phenomena and the earth system: An interdisciplinary guide to fire science* (pp. 1-13). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118529539.ch1>

Xelhuantzi-Carmona, J., Flores-Garnica, J. G., & Chávez-Durán, Á. A. (2011). Análisis comparativo de cargas de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3), 37-52. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v2i3.624>



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.