



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Cd. Victoria

División de Estudios de Posgrado e Investigación
Coordinación de la Maestría en Ciencias en Biología

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO EN INVESTIGACIÓN DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIOLOGÍA

PRONÓSTICO DEL RIESGO DE INCENDIOS FORESTALES EN ECOSISTEMAS DE BOSQUES TEMPLADOS DEL NORESTE DE MÉXICO

TESIS

Para obtener el grado académico de Doctor en Ciencias en Biología

CON ESPECIALIDAD EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

PRESENTA:

MTRA. MA. DEL ROSARIO ARADILLAS GONZÁLEZ

Número de control: G-16380053

Dr. Crystian Sadiel Venegas Barrera

Director de tesis

Dra. Virginia Vargas Tristán

Co-directora de tesis

Dr. Ausencio Azuara Domínguez

Vocal

Dr. Jorge Víctor Horta Vega

Vocal

Dr. Francisco Javier Manjarrez Silva

Vocal

Dr. Jorge Homero Rodríguez Castro

Suplente

Cd. Victoria, Tamaulipas, México

Noviembre del 2022



Blvd. Emilio Portes Gil No. 1301, Cd. Victoria, Tamaulipas Tel. 01 (834) 153-2000, Ext. 325
e-mail: posgrado.biologia@cdvictoria.tecnm.mx | cdvictoria.tecnm.mx



2022 Flores
Año de
Magón
PRECURSOR DE LA REVOLUCIÓN MEXICANA

Ciudad Victoria, Tam. 03/Octubre/2022

ASUNTO: Carta de Autorización

DR. AUSENCIO AZUARA DOMÍNGUEZ
Jefe de la División de Estudios de Posgrado e Investigación
Presente

Atención: DR. Edgar Pérez Arriaga
Coordinador Doctorado en Ciencias en Biología

Los numerales 2.15.4 y 2.15.5 de los Lineamientos para la Operación de Estudios de Posgrado en el TecNM (2018), establecen los requisitos para la obtención del examen de grado de Doctorado en Ciencias. En tal sentido, el H. Comité Tutorial del C. **Ma. Del Rosario Aradillas González**, estudiante del programa de Doctorado en Ciencias en Biología, con No. de control **G-16380053**, después de haber realizado la revisión del contenido y formato de la tesis: **"Pronostico Del Riesgo De Incendios Forestales En Ecosistemas De Bosques Templados Del Noreste De México"**, tiene a bien emitir su **APROBACIÓN** a fin de continuar el proceso de obtención del grado académico correspondiente.

Por ese motivo se le pide a Usted, autorizar al C. Ma. Del Rosario Aradillas González la impresión y reproducción electrónica de la tesis *in comento*.

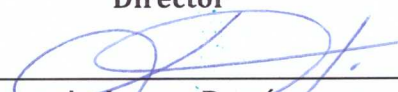
ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica
"Verdad, Honestidad y Servicio"



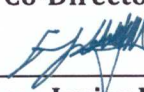
Dr. Crystian Sadfel Venegas Barrera
Director



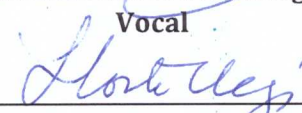
Dra. Virginia Vargas Tristán
Co-Directora



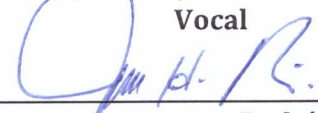
Dr. Ausencio Azuara Domínguez
Vocal



Dr. Francisco Javier Manjarrez Silva
Vocal



Dr. Jorge Víctor Horta Vega
Vocal



Dr. Jorge Homero Rodríguez Castro
Suplente

ccp.- Expediente de Ma. Del Rosario Aradillas González
ccp.- Archivo. DEPI. ITC Victoria.



Bldv. Emilio Portes Gil No. 1301, Cd. Victoria, Tamaulipas Tel. 01 (834) 153-2000, Ext. 180
e-mail: dir_cdvictoria@tecnm.mx tecnm.mx | cdvictoria.tecnm.mx





CERTIFICADO

C. Ma. Del Rosario Aradillas González

Estudiante de Doctorado en Ciencias en Biología
Presente

Resulta grato informar a Usted, que después de haber realizado un contraste entre los trabajos publicados y su tesis desarrollada en este instituto que lleva por título: **“PRONOSTICO DEL RIESGO DE INCENDIOS FORESTALES EN ECOSISTEMAS DE BOSQUES TEMPLADOS DEL NORESTE DE MEXICO”** se encontró que su trabajo presenta una semejanza del 9 % con contenidos similares a otros textos, producto del análisis desarrollado en el portal www.turnitin.com. El límite máximo acordado por el Consejo de Posgrado es del 25%.

Por tal motivo, se le extiende el presente **CERTIFICADO DE NO PLAGIO** en Ciudad Victoria, Tamaulipas, a los diez días del mes de octubre del año dos mil veintidós.

ATENTAMENTE

*Excelencia en Educación Tecnológica
“Verdad, Honestidad y Servicio”*


Dr. Ausencio Azuara Domínguez
Jefe de la División de Estudios de
Posgrado e Investigación


Dr. Edgar Pérez Arriaga
Coordinador Doctorado en Ciencias
en Biología

C. c. p. División de Estudios de Posgrado e Investigación.
C. c. p. Coordinación de Doctorado en Ciencias en Biología.


INSTITUTO TECNOLÓGICO
DE CD. VICTORIA
DEPARTAMENTO DE
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN





CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Tecnológico Nacional de México, campus Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, la que suscribe, **C. Ma. del Rosario Aradillas González** como estudiante del Doctorado en Ciencias en Biología de esta Institución, con No. de Control G-16380053, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas o académicas, de procedencia nacional o internacional, que deriven del trabajo de investigación que realicé bajo la dirección del Profesor, Dr. Jorge Homero Rodríguez Castro. Por tal motivo, **OTORGO LOS DERECHOS DE AUTORÍA DE MI TESIS “PRONOSTICO DEL RIESGO DE INCENDIOS FORESTALES EN ECOSISTEMAS DE BOSQUES TEMPLADOS DEL NORESTE DE MÉXICO”** y de **LOS PRODUCTOS DE DICHA INVESTIGACIÓN** al Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria. Las patentes y secretos industriales que deriven de la tesis serán registrados a nombre del Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria y las regalías económicas distribuidas equitativamente entre esta Institución, el Director de la Tesis y quien suscribe, de acuerdo con las negociaciones entre las tres partes. También, **ME COMPROMETO A NO REALIZAR NINGUNA ACCIÓN** que dañe el proceso de aprovechamiento comercial de dichos productos a favor de ésta misma Institución.

Ciudad Victoria, Tamaulipas, México, a 10 de octubre de 2022.

C. Ma. del Rosario Aradillas González

Vo. Bo.

Dr. Crystian Sadiel Venegas Barrera



Dedicatoria

A mi extensa familia especialmente a mi señora madre Hilaria González, por todo el apoyo en este proceso y durante toda mi vida estar siempre presente apoyándome e impulsándome a seguir adelante.

A mi padre Santos Aradillas (†) por darme la vida, por mostrarme el respeto y amor por la naturaleza, fuente de sustento de toda mi familia.

A mis hermanas Anaiza y Edith, por todo el apoyo brindado en este proceso de preparación académica, por el apoyo en la realización de todas las actividades y compromisos familiares.

A mi sobrina Ana Karen, por el apoyo brindado en mis responsabilidades, académicas, laborales y del hogar.

A mi suegra Eunice Grimaldo por todo el apoyo emocional que siempre me brinda y me impulsa a continuar por la fe en Dios que la caracteriza.

A mi compañero de vida Hernán F. Martínez, por todo su apoyo y comprensión en este proceso de formación académica y en este proceso de vida que esperamos con mucho amor e ilusión.

Especialmente dedico este trabajo de investigación a la maravillosa vida que se gesta dentro de mí, por cambiar mi forma de pensar y actuar, porque sin siquiera saberlo me impulsa a luchar cada día más por cumplir cada una de mis metas, gracias mi amado y esperado Caleb.

Agradecimientos

Al Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, Tamaulipas (ITCV), por darme la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado en sus instalaciones. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico para la realización de mis estudios de posgrado.

Al comité de tesis parte fundamental en la culminación de este trabajo de investigación, Dra. Virginia Vargas Tristán, Dr. Ausencio Azuara Domínguez, Jorge V. Horta Vega, Javier Manjarrez, Jorge Homero Rodríguez Castro particularmente al Dr. Crystian S. Benegas Barrera por tomar la dirección de este trabajo de investigación a mitad de la carrera y comenzar de cero, por la paciencia y todo el empeño para llegar a la culminación de este trabajo de investigación.

A los compañeros que formaron parte en cada una de las clases recibidas, a los compañeros del laboratorio de biología (los chicos de los hongos) que me animaron a seguir adelante cuando creí que ya no había posibilidades, especialmente a la compañera Oliva Ayala Vásquez que además de un buen consejo siempre tenía una taza de café que compartir, a todos ellos muchas gracias.

ÍNDICE

Resumen	1
Abstract	2
Capítulo I. Introducción general.....	3
1.1. Introducción	3
1.2. Antecedentes	5
1.2.1. Incendios forestales.....	6
1.2.2. Incendios en bosques templados.....	8
1.2.3. Bosques templados de Tamaulipas	9
1.2.4 Predicción de áreas de riesgo a incendios	10
1.2.4.1. Carga de combustible.....	10
1.2.5. Predicción del tiempo de recurrencia	11
1.2.5.1. Cadenas de Markov	12
1.3. Hipótesis capítulo II	13
1.4. Hipótesis capítulo III	13
1.5. Objetivo general	13
1.6. Estructura de la tesis	13
1.7. Literatura citada	14
Capítulo II. Variaciones espaciales y temporales de la predicción de la carga de combustible en bosques templados del noreste de México	24
Resumen	24
Abstract	25
2.1. Introducción	26
2.2. Hipótesis	28
2.3. Objetivos	28

2.4. Materiales y métodos	28
2.4.1. Área de estudio	28
2.4.1.1. Descripción del sitio de estudio	30
2.4.2. Base de datos	30
2.4.3. Estimación de la carga de combustible	31
2.4.4. Comparación de carga de combustible entre modelos	32
2.4.5. Variables independientes	32
2.4.6. Modelos de predicción de carga de combustible	34
2.4.7. Validación del modelo	35
2.4.8. Géneros y especies	35
2.4.9. Variaciones temporales de la carga de combustible por tipo de bosque	36
2.5. Resultados	37
2.5.1. Carga de combustible	37
2.5.2. Predicción	38
2.5.3. Validación de los modelos	42
2.5.4. Aportación de los géneros y de las especies	44
2.5.5. Variación de la carga de combustible por riesgo de incendio forestal	45
2.6. Discusión	46
2.7. Conclusiones	50
2.8. Literatura citada	50
Capítulo III. Modelo de predicción del retorno del fuego en ecosistemas forestales de Tamaulipas	58
Resumen	58

Abstract	59
3.1. Introducción	60
3.2. Hipótesis	62
3.3. Objetivo general	62
3.3.1 Objetivos particulares	62
3.4. Materiales y métodos	62
3.4.1. Área de estudio	62
3.4.2. Incendios	62
3.4.3. Descripción de las cadenas de Markov	65
3.4.4. Estados por tipo de vegetación	65
3.4.5. Matriz de probabilidad de transición	65
3.4.6. Vector estable	67
3.5. Resultados	67
3.5.1. Período de retorno de incendios en la vegetación secundaria arbustiva de selva .	68
3.5.2. Período de retorno incendios en la vegetación secundarias de matorral	69
3.5.3. Período de retorno de incendios en la vegetación de pastizal permanente	70
3.5.4. Período de retorno de incendios en el bosque templado	71
3.5.5. Período de retorno de incendios en los matorrales	72
3.5.6. Período de retorno de incendios en vegetación arbustiva de bosque templado	73
3.5.7. Período de retorno de incendios en vegetación de selva	74
3.6. Discusión	75
3.7. Conclusión	78
3.8. Literatura citada	78
Capítulo IV. Discusión y conclusiones generales	83
4.1. Discusión General	83
4.2. Conclusiones Generales	89

4.3. Literatura citada	89
Anexos	94
Artículo. Spatial and temporal variations of predicting fuel load in temperate forests of northeastern Mexico	94
Ponente. XV Congreso mexicano de recursos forestales, Guadalajara 2021	95
Curso. Estrategias de evaluación de incendios forestales, 2021. Guadalajara, Jalisco	96
Ponente. Sn el simposio virtual, en el marco de la celebración de 45 aniversario del Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, 2020	97
Ponente. XIV Congreso mexicano de recursos forestales, Victoria de Durango 2019	98
Carta de adhesión a la Red Nacional de Investigación del Manejo del Fuego Forestal	99
Participante. LXVII Foro internacional forestal, Durango 2018	100
Ponente. XIII Congreso mexicano de recursos forestales, Linares, Nuevo León, 2017 ...	101
Capítulo. Incendios forestales. Libro CONABIO	102

Índice de Figuras

Capítulo II	28
Figura 1.1. Localización del área de estudio y conglomerados hacia el SE, centro y litoral del Golfo de México. Tamaulipas, México	29
Figura 1.2. Conglomerados y sitios de muestreo de zona arbolada. Los datos provienen del Inventario estatal forestal y de suelos de Tamaulipas 2009–2014	30
Figura 1.3. Relación entre la carga de combustible estimada en los conglomerados y la obtenida por predicción con el modelo de regresión de mínimos cuadrados parciales con análisis factorial CMP para los modelos: a) 1. existencias reales, b) 2. biomasa aérea; y c) 3. especies de coníferas	39
Figura 1.4. Predicción carga de combustible promedio en el ecosistema de bosque templado, para los años 2009, 2010, 2011, 2012 y 2013, obtenidos en Tamaulipas, México	40
Figura 1.5. Asociación de tres categorías de carga de combustible y nubes (cuadrados azules), tipo de bosque templado (diamantes rojos) y año (triángulos azules marinos)	45
Capítulo III	58
Figura 2.1. Tipos de vegetación en el estado y localización de incendios forestales	63
Figura 2.2. Relación de incendios forestales del período 2001-2018	64
Figura 2.3. Matriz de probabilidad de transición	66
Figura 2.4. Probabilidad de transición del número de incendios en vegetación secundaria arbustiva de selva	69
Figura 2.5. Probabilidad de transición del número de incendios en vegetación secundaria de matorrales	70
Figura 2.6. Probabilidad de transición del número de incendios pastizal	71
Figura 2.7. Probabilidad de transición del número de incendios en bosques templados	72
Figura 2.8. Probabilidad de transición del número de incendios en matorrales	73

Figura 2.9. Probabilidad de transición del número de incendios en vegetación arbustiva de bosque templado	74
Figura 2.10. Probabilidad de transición del número de incendios en selvas	75

Índice de Tablas

Capítulo II	22
Tabla 2.1. Ecuaciones para estimar biomasa, agrupadas en tres modelos.....	31
Tabla 2.2. Variables para predecir la carga de combustible en el ecosistema de bosques templados	32
Tabla 2.3. Comparación de los modelos de predicción de la carga de combustible por año	38
Tabla 2.4. Análisis de los resultados de validación del 25% de los conglomerados en los tres modelos de predicción por año	41
Tabla 2.5. Resultados de la validación para el 25 % de conglomerados en los tres modelos de predicción por año	42
Tabla 2.6. Contribución de los géneros	44
Capítulo III	58
Tabla 3.1. Número de incendios por tipo de vegetación	64
Tabla 3.2. Vector estable de probabilidad de ocurrencia de incendios por tipo de vegetación	68
Tabla 3.3. Años que deben transcurrir para registrarse un número de dos incendios dado que en años anteriores se registraron 0 y 1 incendios en vegetación arbustiva de selva tropical	69
Tabla 3.4. Años que deben transcurrir para registrarse un incendio dado que en años anteriores no se registraron incendios en vegetación arbustiva de matorral.....	70
Tabla 3.5. Años que deben transcurrir para registrarse un número de dos incendios dado que en años anteriores se registraron 0 y 1 incendios en pastizales	71
Tabla 3.6. Años que deben transcurrir para registrarse tres incendios dado que el año anterior se registró 0, 1 y 2 incendios en los bosques templados del estado de Tamaulipas	71

Tabla 3.7. Años que deben transcurrir para registrarse tres incendios dado que el año anterior se registró 0, 1, 2 y 3 incendios en matorrales	72
Tabla 3.8. Años que deben transcurrir para registrarse un número de tres incendios dado que en años anteriores se registraron 0, 1, 2 y 3 incendios vegetación arbustiva de bosque templados	74
Tabla 3.9. Años que deben transcurrir para registrarse un número de tres incendios dado que en años anteriores se registraron 0, 1 y 2 incendios en vegetación de selva	75

Resumen

Los incendios forestales desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento, estructura y funcionamiento de los ecosistemas forestales. Los incendios en el último siglo aumentaron en frecuencia e intensidad como consecuencia de cambios ambientales y sociales ocurridos en a nivel mundial. Por tal motivo, es necesario evaluar el periodo de retorno del fuego, así como las variables que influyen en su presencia. El estudio estimó la carga de combustible anual 2009–2013 con datos de los conglomerados de los bosques templados del Inventario Estatal Forestal y de Suelos de Tamaulipas, para su posterior predicción en el resto del ecosistema, identificó a las especies que más contribuyen a la carga de combustible anual y se comparó el porcentaje de área por categoría de riesgo, además, se estimó el número de incendios y el periodo de retorno de los incendios con datos históricos de incendios del año 2001-2018, en los ecosistemas forestales de Tamaulipas. La carga de combustible se estimó con datos de inventario y la predicción se realizó por medio de la correlación entre las variables elevación, precipitación total anual, temperatura promedio anual, con el índice de vegetación mejorado de escenas satelitales a partir de una regresión de mínimos cuadrados parciales, por medio de tres modelos diferentes. La predicción del número y periodo de retorno de incendios se estimó por medio de cadenas de Markov. La carga promedio de combustible forestal varió de 19.4 a 40.5 Mgha⁻¹. La mayor concentración de carga de combustible se asoció a los ecosistemas de bosques de encino, de encino-pino, bosque de pino y bosque mesófilo de montaña. La aportación de los géneros en la carga de combustible fue diferente. El género *Quercus* fue quien aportó la mayor variación entre conglomerados, la contribución entre las especies del género *Quercus* fue similar. Los ecosistemas forestales de Tamaulipas pueden llegar a presentar tres incendios consecutivos, la mayor probabilidad es la de permanecer sin incendio, el tiempo de retorno de incendios osciló entre 10 a 16 años para que retorne un incendio y de 40 a 200 años para que retornen dos y tres incendios consecutivos. Los ecosistemas forestales pueden llegar a presentar incendios de gran intensidad que van desde la superficie hasta la copa de los árboles. Los resultados se pueden utilizar en programas de manejo y reducción de combustibles y en futuras investigaciones enfocadas en manejo de combustible, captura de carbono y manejo forestal.

Palabras claves: Incendio forestal, conglomerados; índice de vegetación; cuadrados mínimos parciales; cadena de Markov; modelo de predicción.

Abstract

Forest fires perform a fundamental role in the maintenance, structure and functioning of forest ecosystems. Fires in the last century have increased in frequency and intensity as a result of environmental and social changes that have occurred worldwide. For this reason, it is necessary to evaluate the return period of the fire, as well as the variables that influence its presence. The study estimated the annual fuel load 2009–2013 with data from the conglomerates of temperate forests from the State Forestry and Soil Inventory of Tamaulipas, for later prediction in the rest of the ecosystem, identified the species that most contribute to the load of annual fuel and the percentage of area by risk category was compared, in addition, the number of fires and the return period of the fires were estimated with historical data of fires from the year 2001-2018, in the forest ecosystems of Tamaulipas. The fuel load was estimated with inventory data and the prediction was made through the correlation between the variables elevation, total annual precipitation, average annual temperature, with the improved vegetation index of satellite scenes from a least squares regression. partial, by means of three different models. The prediction of the number and return period of fires was estimated by means of Markov chains. The average forest fuel load ranged from 19.4 to 40.5 Mgha⁻¹. The highest concentration of fuel load was associated

with the ecosystems of oak, oak-pine, pine forest and montane cloud forest. The contribution of the genders in the fuel load was different. The genus *Quercus* was the one that contributed the greatest variation between clusters, the contribution between the species of the genus *Quercus* was similar. The forest ecosystems of Tamaulipas can present three consecutive fires, the greatest probability is to remain without fire, the return time of fires ranged from 10 to 16 years for a fire to return and from 40 to 200 years for two to return. and three consecutive fires. Forest ecosystems can present high-intensity fires that range from the surface to the treetops. The results can be used in fuel management and reduction programs and in future research focused on fuel management, carbon sequestration, and forest management.

Key words: Forest fire; clusters; vegetation index; partial least squares; Markov chain; prediction model.

Capítulo I. Introducción General.

1.1 Introducción.

Los incendios son un fenómeno recurrente y generalizado que en condiciones naturales forman parte de los ciclos de los ecosistemas, pero cuando es causado por el ser humano genera disturbios que ponen en riesgo la persistencia de los ecosistemas. El fuego afecta una superficie aproximada de 34 millones de ha/año en los ecosistemas forestales del mundo (Etherington y Curran, 2017). Los incendios afectan las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, así como también la composición microbiana, la magnitud de los impactos va a estar en función del comportamiento del fuego en el suelo (Dooley y Treseder, 2012; Massman, 2012). Otras afectaciones son al aire con gases como son el CO, NO, NH₃ (Lazaridis *et al.*, 2008), el agua (Lloret y Zedler, 2009) y generan pérdidas económicas de entre tres y seis millones de dólares (Chetenoux y Peduzzi, 2013). De tal forma que, para identificar las áreas de riesgo de incendios y para identificar la recurrencia de estos se aplican modelos estadísticos que usan datos obtenidos en campo (Duff *et al.*, 2012; Kauroni *et al.*, 2014), datos climáticos (Beaudoin *et al.*, 2014), índices de vegetación (García *et al.*, 2017; Vega-Nieva *et al.*, 2018) y la frecuencia en que sucedieron (Bergeron *et al.*, 2001; Yecom Kent *et al.*, 2017). Sin embargo, la mayoría de los modelos consideran atributos que son constantes en el tiempo, como por ejemplo la elevación, asimismo es necesario incluir variables relacionadas con la productividad primaria y que cambien en el tiempo, como son los índices de vegetación (Cabello *et al.*, 2012; Didan, 2015). Además, es necesario incluir la secuencia de los incendios en un área para estimar el tiempo en que se volverá a presentar un incendio y aplicarlo en áreas de alta diversidad biológica.

Los ecosistemas forestales contienen una alta biodiversidad, desempeñan un papel clave en la conservación de la fauna, el suelo y el agua, además, regulan el clima, los ciclos de carbono e hidrogeno (Morales-Hidalgo *et al.*, 2015). Por lo que es necesario predecir el área de riesgo de incendios y su persistencia. En el siglo XXI, los incendios aumentaron en frecuencia e intensidad reduciendo la capacidad de los ecosistemas de recuperarse de estos disturbios (Syphard *et al.*, 2012; Ferreira-Leite *et al.*, 2016). El retorno del fuego en los distintos ecosistemas es variable, por ejemplo, a mediados del siglo XIX y siglo XX, en los bosques de Canadá el retorno del fuego rondaba entre los 100 a 125 años (Bergeron *et al.*,

2001). Mientras que, en el noreste de México, los incendios tienen una recurrencia de 68 años (Yecom Kent *et al.*, 2017). En México, la recurrencia de incendios en ecosistemas de *Pinus pinaster* y *P. halapensis*, presentaron una alta incidencia en promedio 11 años, 17 años en promedio con recurrencia moderada y alta severidad (Fernández, 2019). La recurrencia del fuego en el bosque “La Primavera” en el estado de Jalisco, fue evaluado por medio de la estructura de la vegetación y el registro histórico de incendios, en el que se determinaron periodos de recurrencia que variaron de 4 a 11 años y de 6 a 16 años (Gallegos Rodríguez *et al.*, 2014). Por lo que es necesario, predecir la recurrencia del fuego en los ecosistemas para proponer planes de manejo que busquen minimizar los daños a la biodiversidad y funcionamiento.

Los bosques templados y los boreales son los más afectados por los incendios, que en la últimas 16 décadas se vieron afectadas aproximadamente siete millones de hectáreas aproximadamente en el mundo (Etherington y Curran, 2017). Los bosques templados presentan especies endémicas que se encuentran bajo protección especial tal es el caso de *Brahea berlandieri*, *Brehea moori* y *Tilia mexicana*, especies amenazadas *Beucarnea recurvata*, *Abies vejori* y *Carpinus caroliniana* enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (CONAFOR y SEMARNAT, 2010). Los bosques templados de Tamaulipas presentan el 28.3 % de especies de coníferas y latifoliadas (SEMARNAT, 2012) y es donde se presenta el 30 % de las especies de encino (*Quercus*) reportados en México (García Morales *et al.*, 2014). Las características y la estructura de la vegetación de estos ecosistemas están relacionada con altas concentraciones de carga de combustible. Las especies del género *Quercus* presentan una amplia plasticidad en cuanto a la disposición de los recursos, permitiéndole la adaptación a una amplia gama de entornos, que contribuyen a su gran abundancia y diversidad (Cavender-Bares, 2019; Thyroff *et al.*, 2019). Las áreas con mayor carga de combustible tienden a presentar el mayor riesgo de incendios forestales y a presentar incendios de gran magnitud (desde superficiales hasta los incendios de copa) (Scott y Burgan, 2005). Los bosques de Tamaulipas, en las últimas tres décadas presentaron 879 incendios en los distintos ecosistemas y tipos de vegetación los cuales afectaron a cerca de 153 584 hectáreas (CONAFOR, 2018). Por lo tanto, es necesario generar modelos de carga de combustible para predecir las áreas de mayor riesgo de incendios y el tiempo de recurrencia de retorno de incendios forestales a través de Cadenas de Markov.

En el presente estudio se obtuvo la carga de combustible de los ecosistemas forestales del estado de Tamaulipas para identificar las áreas con mayor riesgo de incendios. Además, estimó el tiempo de recurrencia entre incendios. De tal forma, se propone que mediante registros puntuales de predecirá la carga de combustible en los ecosistemas de bosque templado y se identificaran las áreas potenciales de incendios forestales, así como también se predecirá el tiempo de retorno de incendios en los distintos tipos de vegetación en el estado de Tamaulipas. Los resultados podrán ser utilizados por los tomadores de decisiones para la planeación de estrategias de manejo forestal, prevención, control y liquidación de incendios forestales.

1.2 Antecedentes.

Los incendios forestales son un fenómeno natural, los cuales juegan un papel relevante en el mantenimiento y evolución de los ecosistemas del mundo (Castillo *et al.*, 2003; FAO, 2007). En el último siglo, las actividades que el ser humano realizó sobre el medio modificaron el régimen del fuego, esto ocasionó un incremento de la contaminación del aire, suelo y agua, y generó pérdidas de millones de dólares en labores de prevención y extinción (Nasi *et al.*, 2002; Tessler *et al.*, 2016; Úbeda y Sarricolea, 2016; García-Orenes *et al.*, 2017). Por tal motivo, es necesario contar con modelos de predicción de incendios, los cuales son medidas esenciales para evaluar los cambios espacio-temporales y para determinar la vulnerabilidad de la vegetación a los efectos de los incendios (Kennedy *et al.*, 2007).

La presencia de los incendios está relacionada con las altas concentraciones de carga de combustible (Chuvieco *et al.*, 2003; Arroyo *et al.*, 2008). La concentración de carga de combustible es el reflejo de la productividad primaria de los ecosistemas como son los bosques templados (Granados-Sánchez *et al.*, 2007; López-Hernández *et al.*, 2017). La carga de combustible y sus características (cantidad, distribución) son utilizadas como variables para la predicción de incendios forestales (Vega-García *et al.*, 2010; Fares *et al.*, 2017). La estimación y la predicción de la carga de combustible es fundamental para evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas a la presencia de incendios forestales.

La recurrencia del fuego, su intensidad y severidad provocan cambios en la estructura y composición de la vegetación (Gallegos Rodríguez *et al.*, 2014). La evaluación de la recurrencia del fuego es necesaria para describir las tendencias regionales del fuego y

desarrollar estrategias para mitigar los incendios forestales (Daldegan *et al.*, 2014). Los estudios que abordan este enfoque destacan el uso de la teledetección basadas en algoritmos (Bastarrika *et al.*, 2011), en modelos matemáticos (Wang *et al.*, 2018), en integración de datos de campo, registros históricos de incendios y modelos SIG (Hong *et al.*, 2018; Pourghasemi *et al.*, 2020). Actualmente, existe la necesidad de generar herramientas capaces de predecir incendios forestales, que permita identificar la distribución eficiente de los recursos de extinción y que reduzca los daños y pérdidas del ecosistema (Vega-García *et al.*, 1999; De Santis *et al.*, 2010). Una técnica que puede contribuir en la predicción de retorno del fuego son las cadenas de Markov. Las cadenas de Markov, las cuales son un modelo que se centran en la simulación de un sistema en un tiempo determinado a partir de los estados precedentes (Martell, 1999).

1.2.1 Incendios forestales.

Los incendios forestales son disturbios que modifican la cobertura vegetal de los ecosistemas, donde algunos de ellos dependen del fuego para su mantenimiento y otros son más susceptibles a ellos (Hussani *et al.*, 2018). El fuego siempre ha estado presente en la naturaleza, su intensidad se relaciona con la concentración de oxígeno atmosférico y la humedad del ambiente (Rodríguez-Trejo, 2012). El *Homo sapiens* comenzó a manejar el fuego hace unos 300 a 400 mil años aproximadamente (Weiner *et al.*, 1998; Stahlschmidt *et al.*, 2015), mientras que los vestigios del uso del fuego por el hombre moderno datan de unos 125, 000 años y con esto el régimen del fuego se modifica constantemente a nivel mundial obedeciendo a todos los cambios en la tierra (James, 1989).

Los incendios forestales catastróficos suelen ocurrir después de 34 años sin la presencia de fuego, de sequías moderadas o severas, o después de ciclos de variaciones climáticas (Stephens *et al.*, 2014). La ocurrencia de incendios es afectada por las oscilaciones climáticas (Chuvieco *et al.*, 2010) y el fenómeno del Niño-Oscilación del Sur, que impulsa la ocurrencia e intensidad del fuego, así como, por la sincronía de incendios en el Oeste de América del Norte y Norte de México (Díaz-Hormazábal y González, 2016; Yocom *et al.*, 2017). Afectando cada vez más a los ecosistemas forestales.

En el mundo el 30 % de la superficie se ve afectada por incendios forestales (Chuvieco *et al.*, 2008), afectando un promedio anual de 67 Mha⁻¹ o lo que es equivalente al 1.7 % de

la superficie forestal en el mundo (Lierop *et al.*, 2015). Los ecosistemas de bosque boreales y templados son los que presentan una mayor perturbación a nivel mundial (Seidl *et al.*, 2020). El 90 % de los incendios son controlados con facilidad y representan un aproximado de 10 % de la superficie incendiada. El 10 % restante representan el 90 % de la superficie incendiada y comprenden los incendios de gran intensidad presentes en regiones como Canadá, Estados Unidos, Sudáfrica, Australia, Brasil, Federación Rusa y Grecia que superan las 8.4 millones de hectáreas (Russell-Smith y Edwards, 2006; De Santis *et al.*, 2010; FAO y PNUMA, 2020).

En México, el fuego es utilizado en prácticas agrícolas, ganaderas y silvícolas, con mayor frecuencia en comunidades rurales, y esta situación es la principal causa de incendios forestales (CONAFOR, 2013; Martínez-Torres *et al.*, 2016). El sector forestal presentó una alta incidencia de incendios a partir del año de 1980. La alta incidencia de incendios se relacionó con condiciones de calor y sequía (Jardel, 2006). Los incendios producen impactos negativos, en la biodiversidad de flora y fauna, suelo, agua y aire. Además, de afectaciones a cultivos, vivienda y pérdidas de vidas humanas e innumerables recursos económicos en labores de prevención, extinción y recuperación de áreas incendiadas (CONAFOR, 2010).

México presenta dos temporadas de incendios forestales, la primera se localiza en las zonas centro, norte, noreste y sureste del país, está inicia en enero y finaliza en junio. La segunda temporada se registra en el noroeste del país de mayo a septiembre (México, 2019). El país presentó un registro de 7, 410 incendios forestales afectando una superficie de 633, 678 hectáreas en el 2019. El 95 % de la superficie afectada correspondió a estratos de vegetación herbácea y arbustiva, y el 5 % a vegetación arbórea. El arbolado adulto tuvo impacto severo con 5, 867 ha, que equivale a más de 51% de la masa arbórea con la copa quemada, un valor de 5, 493 ha presentaron un impacto moderado, del 21% al 50% de la masa arbórea con copa quemada y 6, 035 ha presentaron una afectación mínima. Las entidades con mayor número de incendios en este periodo fueron: Chihuahua con 702 incendios, Jalisco con 587, Chiapas presentó 454, Guerrero con 268, Oaxaca 253 y Durango presentó 252 incendios forestales y la mayor superficie afectada se presentó en los estados de: Jalisco con 72, 268 ha, Oaxaca con 68, 624 ha, Durango registró 64, 670 ha, Nayarit 49, 568 ha y Guerrero con 43, 633 ha. El 30 % de los incendios que se presentaron fueron

provocados intencionalmente, el 22 % correspondió a actividades agropecuarias, el 12 % a fogatas, 11% a causas desconocidas, el 9% a actividades pecuarias, el 6% a fumadores y el resto de las causas corresponden a cazadores, quema de basureros, causas naturales, etc. (CONAFOR, 2019). El tipo de vegetación afectada clasificada como sensible al fuego fueron: Selvas, bosques templados y vegetación de galería (CONAFOR, 2020).

El estado de Tamaulipas como resultado de su ubicación geográfica, presenta seis ecosistemas forestales: bosques, selvas, manglar, matorral xerófilo, otras asociaciones forestales y no forestales, que comprende una superficie de 3, 795, 182. 5 hectáreas. En las últimas décadas el recurso forestal presenta una afectación significativa por distintos procesos de cambio, entre ellos destacan los incendios forestales (CONAFOR y SEMARNAT, 2014). El estado presenta una temporada de incendios forestales que inicia en enero y concluye en junio, en ocasiones la temporada se extiende unos meses más (CONAFOR, 2010). El número de incendios ocurridos de 1982 a 2018 fue de 891, estos afectaron una superficie aproximada de 154, 037.0 ha (CONAFOR, 2019). El año de 1998 se presentó el mayor número de incendios, mientras que, en 1992 se registró el menor número. Los estratos más afectados por el fuego corresponden a matorrales y herbáceas, con 74 099.35 ha, seguido de pastos con 37, 702.48 y arbolado 30, 835.19 ha. El mayor número de incidencias de incendio se presentó en los municipios de Hidalgo, Soto La Marina y Tula (CONAFOR, 2018). En la temporada 2019 se presentó una incidencia de 33 incendios forestales con una superficie afectada de 6, 221 ha, de las cuales, 3, 081.0 ha correspondieron al estrato herbáceo, 2, 844.0 ha de arbustos y matorrales, dos hectáreas de hojarasca y 294 hectáreas de arbolado adulto (CONAFOR, 2019).

1.2.2 Incendios en bosques templados.

Los ecosistemas de bosque templado, quienes cubren un aproximado de 10 millones de km² que representan el 25 % el área forestal a nivel mundial (Smith, 2021; Galicia *et al.*, 2018), ocupan el tercer lugar en productividad primaria neta (Granados-Sánchez *et al.*, 2007). Este tipo de ecosistemas presenta una alta biodiversidad, con suelos muy fértiles que acumulan grandes concentraciones de materia orgánica. En el ecosistema predominan especies como hayedos, robles y bosques mixtos con una variedad taxonómica donde destacan los castaños, arces, chopos, tilos, serbales y abedules (Botanical-online, 2021). Los bosques templados de

América del Norte y Asia se encuentran especies caducifolias donde se mezclan especies de coníferas y árboles caducifolios, este tipo de bosques están formados por un soto bosque donde abundan las especies de helechos y una gran cantidad de plantas de rápido crecimiento que se desarrollan en el sotobosque (Botanical-online, 2021). En México cubren cerca del 16.5 % de superficie y son una prioridad para la conservación. Los bosques templados de México se encuentran dentro de los tres hotspots del mundo (Provincia florística de California, Bosques Madreños de Pino-Encino y Mesoamérica), regiones caracterizadas por su alto endemismo de plantas que sobreviven en 30 % o menos de su distribución original, los bosque de pino y encino de Madrean albergan alrededor de 5, 300 especies de plantas con flores, cuentan con una alta diversidad de pinos (robles), con 44 de las 110 especies de pinos reconocidas, más de 135 especies de robles y más del 30 % de las especies de este género en el mundo de las cuales 85 son endémicas de México (Ecosystem, 2018). Estas características los hacen vulnerables a los incendios forestales, en las últimas 16 décadas afectaron 7 millones de ha de bosque templados y boreales, esto poniendo en riesgo su biodiversidad (Etherington *et al.*, 2017).

1.2.3 Bosque templados de Tamaulipas.

Los bosques templados de Tamaulipas se encuentran en la Sierra Madre Oriental, al suroeste del estado, y en parte de la provincia fisiográfica Llanuras Costeras del Golfo Norte, la cual se extiende desde el nivel del mar hasta los 4, 000 m de elevación (Rzedowski, 2006). Los bosques templados de Tamaulipas cubren una superficie de 524, 000 ha donde el bosque de encino ocupa la mayor superficie, seguidos por el bosque de encino-pino, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de táscate (CONAFOR, 2012). En el estado de Tamaulipas los bosques templados representan el 7.21 % de la superficie nativa, de los cuales 28.3 % son especies de coníferas y latifoliadas (SEMARNAT, 2012). Los bosques templados de Tamaulipas ocupan 524 mil ha, de los cuales, cerca del 27 % fueron conservados en la reserva de la biosfera “El Cielo” (SEMARNAT, 2012), el 40 % de los incendios que se presentaron en las últimas tres décadas se presentaron en bosques templados (CONAFOR, 2018).

1.2.3. Predicción de áreas de riesgo a incendios.

Los incendios forestales son fenómenos naturales a los que se enfrentan los ecosistemas forestales, estos en el último siglo han aumentado su periodicidad e intensidad (Ferreira-Leite *et al.*, 2016). La alta incidencia de incendios es precursora de la sucesión ecológica que trae como consecuencia la transformación de los ecosistemas en su distribución, composición y estructura (Eugenio y Lloret, 2004; Payette *et al.*, 2021). Por tal motivo, es fundamental ajustar funciones de predicción y modelizar el comportamiento de incendios forestales, como son los modelos de combustible, los sistemas de información geográfica y la predicción del periodo de retorno del fuego.

1.2.4.1. Carga de combustible.

El combustible forestal es uno de los tres componentes del triángulo del fuego, el cual permite identificar zonas potenciales de incendios forestales (Lara *et al.*, 2008). La carga de combustible está en función de la productividad del ecosistema, ya que áreas con mayor carga de combustible tienden a presentar incendios de mayor intensidad o catastróficos (superficial hasta incendios de copa) (Xelhuantzi *et al.*, 2011). El conocimiento de la distribución de la carga de combustible dentro del ecosistema permite planificar estrategias de manejo y predecir el comportamiento de futuros incendios forestales (Chuvieco *et al.*, 2003; Duff *et al.*, 2012). La carga de combustible puede ser obtenida a través de mediciones directas (Brown, 1974), o por medio de ecuaciones alométricas (Alanis-Morales *et al.*, 2000; Bautista Rentería-Anima *et al.*, 2005; Picard *et al.*, 2012) y por factores de expansión, parámetros que transforman el volumen fustal por árbol o por unidad de superficie en densidad de carga de combustible en m³/ha (Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, 2009; Magalhães, 2017; Martínez *et al.*, 2018). La predicción de la carga de combustible puede ser por medio de modelos matemáticos utilizando como variables la topografía (Beaudoin *et al.*, 2014), variables climáticas e índices de vegetación (Chen *et al.*, 2011). La carga de combustible, así como sus características son utilizadas como variables en los modelos de predicción y de retorno de incendios forestales (Chen *et al.*, 2011). La carga de combustible, la densidad, distribución y humedad son incorporadas a los sistemas de predicción de peligro de incendios forestales, como el actual sistema de predicción de peligro de incendios forestales para México, que incluye la sequedad del combustible como variable predictora (Vega-Nieva *et al.*, 2018).

Además, la cuantificación de cargas de combustible es un parámetro para categorizar la potencialidad de los incendios. La carga de combustible que se encuentra entre los rangos de (0 a 13 Mgha⁻¹), presenta un riesgo bajo (13.1 a 23 Mgha⁻¹), medio y alto (23.1 ≥ Mgha⁻¹) (Scott y Burgan, 2005).

1.2.5. Predicción del tiempo de recurrencia.

Los incendios forestales son fenómenos recurrentes que están determinados por la presencia de incendios ocurridos con anterioridad (Price *et al.*, 2015). La presencia y la intensidad del fuego están en función de las condiciones en la vegetación, tal es el caso del aclareo originado por la presencia del fuego que requiere periodos de tiempo para la recuperación y la presencia de un nuevo incendio forestal (Duane *et al.*, 2019). Sin embargo, existen otros factores en la presencia y retorno de incendios como la fuente de ignición, los combustibles forestales, variaciones en el clima, características del terreno, las actividades presentes en la zona entre otras (Abdul *et al.*, 2015). El retorno de incendios es variable en los distintos ecosistemas, entre los siglos XIX y XX variaba 100 a 125 años resultado de estudios realizados en los bosques de Canadá (Bergeron *et al.*, 2001). En el noreste de México, se presentó una sincronía de incendios como resultado del factor climático, con periodo de recurrencia de 68 años, evaluados mediante cicatrices en los árboles (Yecom Kent *et al.*, 2017). Es fundamental con herramientas para la predicción del retorno del fuego.

La teledetección y los sistemas de información geográfica contribuyen en la predicción y control de incendios forestales, en este campo destacan países como Canadá, Australia y Estados Unidos de Norteamérica con los sistemas Canadian Wildland Fire Information, Forest Fire Danger Index y National Fire Danger Rating System, respectivamente para la predicción y control de incendios forestales. En México, desde el año de 1998, se inició con el monitoreo de puntos de calor por medio de imágenes satelitales DMSP-OLS Defense Meteorological Satellites Program-Operational Linescan System. En 1999, con el objetivo de mejorar el sistema de alerta temprana de incendios forestales se utilizaron las imágenes AVHRR Advanced Very High Resolution Radiometer, provenientes del satélite NOAA, proporcionadas por el Instituto de Geografía de la Universidad Autónoma de México. En el 2001, la CONABIO, con apoyo del Fondo para Desastres Naturales (FONDEN) y la SEMARNAP, adquieren un sistema de imágenes satelitales MODIS Moderate Resolution

Imaging Spectroradiometer, con la finalidad de contar con imágenes en tiempo real y el objetivo de ampliar el número de observaciones y mejorar la detección de incendios forestales para darle seguimiento a los incendios forestales. En el año 2000 se actualizó el programa y se incluyó el despliegue de información para el público en general. La CONABIO, en el año 2003, se adquieren imágenes satelitales MODIS, con el objetivo de contar con imágenes en tiempo real y mejorar la detección de incendios forestales. En el año 2014, se actualizó nuevamente el sistema y se incluyen los puntos de calor detectados con las imágenes VIIRS Visible Infrared Imaging Radiometer Suite, que corresponde a la nueva generación de imágenes de satélite diseñadas para la observación de la tierra (CONABIO, 2018).

En el 2018, se desarrolló el Sistema de predicción de peligro de incendios forestales de México, por medio del proyecto CONAFOR - CONACYT 2014-2-252620, que tiene como objetivo apoyar en la toma de decisiones para la prevención y combate de incendios forestales. El modelo se basa en las condiciones de sequedad de combustible, integra variables meteorológicas en tiempo real, mapas de vegetación y factores humanos carreteras y poblados (Vega-Nieva *et al.*, 2018).

1.2.5 1. *Cadenas de Markov.*

Los sistemas de predicción del retorno de incendios integran diferentes técnicas como lo son modelos estadísticos (Kauroni *et al.*, 2014), redes neuronales (Youssef y Abdelaziz, 2013), modelos probabilísticos y Markovianos (Martell, 1999). Las cadenas de Markov son modelos matemáticos que se utilizan para modelar funciones secuenciales entre variables que influyen en el comportamiento de sistemas dinámicos probabilísticos y se basan en una matriz de transición (Martell, 1999). Las cadenas de Markov son herramientas simples y eficientes para predecir la ocurrencia de un evento y dependen del evento inmediato anterior, por lo tanto, representa un sistema que varía su estado a lo largo del tiempo, siendo cada cambio una transición del sistema (Sharma y Panu, 2012; Torres-González, 2016) Las cadenas de Markov contribuyeron en la predicción del cambio de vegetación afectada por incendios (Darmawan *et al.*, 2020). En la predicción de cambio de uso de suelo, y uso de la cobertura arbolada (Torres *et al.*, 2018), para modelar la complejidad diaria en la supresión de incendios forestales (Thompson, 2013).

1.3 Hipótesis capítulo II.

Los bosques templados se encuentran entre los ecosistemas de mayor productividad primaria, parámetro que es reflejado por índices de vegetación. El índice de vegetación mejorado (EVI) es sensible a las regiones de alta biomasa, por lo tanto, incrementará la capacidad de predicción en los bosques templados de Tamaulipas, debido a su alta productividad.

1.4 Hipótesis capítulo III.

Si los incendios son fenómenos recurrentes en los ecosistemas forestales, y el periodo de retorno del fuego al ecosistema está en función de la presencia de incendios previos, y en los ecosistemas de bosque el periodo de retorno se calcula entre cuatro a 20 años; entonces el periodo de retorno de incendios en los ecosistemas forestales de Tamaulipas con presencia de incendios previos oscilará entre uno y 20 años.

1.5 Objetivo general.

Generar un modelo de predicción de carga de combustible forestal, para la identificación de las zonas potenciales de incendios forestales en los ecosistemas de bosque templado y predecir el periodo de retorno del fuego con cadenas de Markov en Tamaulipas, México.

1.6 Estructura de la Tesis.

La tesis se encuentra estructurada en cuatro capítulos: El capítulo I comprende la introducción general, antecedentes, donde se plantea la problemática de incendios forestales en el contexto mundial, nacional y estatal, las hipótesis y objetivo general para su solución.

En el capítulo II se estimó y predijo la carga de combustibles en los ecosistemas de bosque templado, se identificó el género que mayormente contribuye en el riesgo de incendios forestales y se comparó la carga de combustible observada en incendios ocurridos en el ecosistema. El capítulo III se predijo a través del modelo de Markov el periodo de retorno de incendios forestales en los ecosistemas en el estado de Tamaulipas. El capítulo IV integra las conclusiones generales del estudio.

1.7 Literatura citada.

- Abdul, M. D., Pausas, J. G., Pardo-Pascual, J.L y Ruiz, L.A. (2015). Fire recurrence and the dynamics of the enhanced vegetation index in a Mediterranean ecosystem. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 6(2), 18-35.
- Ahmad, A. (2014). A Review on forest fire detection techniques. *International Journal of Distributed Sensor Networks*, 10(3), 12.
- Alanis-Morales, H., Návar, J., y Domínguez, P. (2000). The effect of prescribed burning on surface runoff in pine forest stand of Chihuahua, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 137(1-3), 199-207.
- Arroyo, L. A., Pascual, L. (2008). Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 26(6), 1239-1252.
- Bastarrika, A., Chuvieco, E., y Martín, M.P. (2011). Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1003-1012.
- Bautista Rentería-Anima, J., Treviño-Garza, E., Návar-Chaidez, J. D. J., y Aguirre Calderón, O. A. (2005). Caracterización de combustible leñosos en el ejido Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 11(1), 51-56.
- Beaudoin, A., Bernier, P. Y., Guindon, L., Villemaire, P., Guo, X. J., Stinson, G., Hall, R. J. (2014). Mapping attributes of Canada's forests at moderate resolution through kNN and MODIS imagery. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(5), 521-532.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., y Lausier, D. (2001). Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research*, 31, 384-391.
- Botanical-online. (2021). Características de los bosques templados. Place (Versión) Published. Recuperado el: en: <https://www.botanical-online.com>
- Brown, J. K. (1974). Handbook for inventorying downed woody material. Gen. Tech. Rep. INT-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 24p.
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Ferrero, R., y Liras, E. (2012). The role of vegetation and lithology in the spatial and inter-annual response of EVI to climate in drylands of Southeastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 79, 76-83.
- Castillo, M., Pedernera, P., y Peña, E. (2003). Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA*, XIX (3 y 4), 44-53.

- Cavender-Bares, J. (2019). Diversification, adaptation, and community assembly of the American oaks (*Quercus*), a model clade for integrating ecology and evolution. *New Phytologist*, 221(2), 669-692.
- Chen, X., Vogelmann, J., Rollins, M., Ohlen, D., Key, C., Yang, L., Shi, H. (2011). Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in ponderosa pine forest. *International Journal of Remote Sensing*, 32(23), 7905-7927.
- Chetenoux, B. y Peduzzi, P. (2013). Biomass fires: preliminary estimation of ecosystems global economic losses. Geneve:UNEP/GRID-Geneva. <https://archive-ouverte.unige.ch/unige:32231>
- Chuvieco, E., Riaño, D., Van Wagtenok, J., y Morsdorf, F. (2003). Fuel loads and fuel type mapping. *Wildland fire danger estimation and mapping. The role of remote sensing data*, 4, 119-142.
- Chuvieco, E., Giglio, L., y Justice, C. (2008). Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data. *Global Change Biology*, 14(7), 1488-1502.
- Chuvieco, E., Inmaculada, A., Yebra, M., Héctor, N., Salas, J., Martín, M., Zamora, R. (2010). Development of a framework for fire assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling*, 221, 46-58.
- CONABIO. (2018). Sistema de alerta temprana de incendios forestales. México: en: <http://incendios.conabio.gob.mx/>
- CONAFOR. (2010). Guía práctica para comunicadores. Zapopan, Jalisco. México. 3ra Ed. 54p.
- CONAFOR. (2012). Inventario nacional forestal y de suelos 2004-2009. Informe de resultados. Zapopan, Jalisco. 178p.
- CONAFOR y SEMARNAT. (2014). Inventario estatal forestal y de suelo -Tamaulipas 2014. México, D. F. 178p.
- CONAFOR. (2018). Base de datos sobre incendios, periodo 1982-2018. Gerencia estatal Tamaulipas-CONAFOR, México.
- CONAFOR. (2019). Reporte final de incendios forestales 2019. Programa de manejo de fuego centro nacional de manejo de fuego. México. 18p.
- CONAFOR. (2019). Cierre de la temporada 2019. Comisión Nacional Forestal. México, en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/522446/Cierre_de_la_Temporada_2019.pdf.
- CONAFOR. (2020). Reporte semanal nacional de incendios forestales. Secretaría del medio ambiente y recursos naturales. México, en: <https://snigf.cnf.gob.mx/wp-content/uploads/Incendios/2020/Sem%2046%2013%20de%20Noviembre.pdf>

- CONAFORT. (2013). Incendios forestales en México, campaña 2013. México.
- Cortés, L., Hernández, J., Valencia, D., y Corvalán, P. (2014). Estimation of above-ground forest biomass using Landsat ETM+, Aster GDEM and Lidar. *Forest Restoration*, 117(3), 1-7.
- Daldegan, G. A., Jr, D. C. O. A., Guimarães, R. F., Gomes, R. A. T., Ribeiro, F. D. F., y McManus, C. (2014). Spatial patterns of fire recurrence using remote sensing and GIS in Brazilian Savanna: Serra do Tombador Nature Reserve, Brazil. *Remote Sensing*, 6(10), 9873-9894.
- Darmawan, S., Sari, D., Wikantika, K., Tridawati, A., Hernawati, R., y Sedu, M. (2020). Identification before-after forest fire and prediction of mangrove forest based on Markov-Cellular Automata in part of Sembilang National Park, Banyasin, South Sumatra, Indonesia. *Remote Sensing*, 12(22): 3700.
- De Santis, A., Asner, G. P., Vaughan, P. J., y Knapp, D. E. (2010). Mapping burn severity and burning efficiency in California using simulation models and Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114(7), 1535-1545.
- Díaz-Hormazábal, I. y González, M. E. (2016). Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 37, 147-158.
- Didan, K. (2015). MOD13Q MODIS/Terra vegetation indices 16-day L3 global 250 m SIN Grid V006. NASA EOSDI Land Processes DAAC: en: <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13Q1.006>
- Domínguez-Cabrera, G., et al. (2009). Biomasa aérea y factores de expansión de especies arbóreas en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(1), 56-64.
- Dooley, S. R. y Treseder, K. K. (2012). The effect of fire on microbial biomass: A meta-analysis of field studies. *Biogeochemistry*, 109, 49-61.
- Duane, A., Aquilué, N., Canelles, Q., Morán-Ordoñez, A., De Cáceres, M., y Brotons, L. (2019). Adapting prescribed burns to future climate change in Mediterranean landscapes. *Science of the Total Environment*, 677, 68-83.
- Duff, T., Bell, T., y York, A. (2012). Predicting continuous variation in forest fuel load using biophysical models: A case study in south-eastern Australia. *International Journal of Wildland Fire*, 22, 318-332.
- Ecosystem, C. (2018). Madrean Pine-Oak woodlands - sources. Place. l'Agence Française de Développement, Conservation International, the European Union, the Global Environment Facility, the Government of Japan and the World Bank: en: <https://www.cepf.net/our-work/biodiversity-hotspots/madrean-pine-oak-woodlands/threats>

- Etherington, T., Curran, T., Long, P., Wyse, S. (2017). Global land-cover change-wildfires. State of the World's Plants. *Royal Botanic Gardens, Kew*. 8, 50-58.
- Eugenio, M. y Lloret, F. (2004). Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Écoscience*, 11(4), 446-454.
- FAO. (2007). Fire management - global assessment 2006. *FAO Forestry Paper*, 151.
- FAO y PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>.
- Fares, S., Bajocco, S., Salvati, L., Camarretta, N., Dupuy, J.-L., Xanthopoulos, G., Corona, P. (2017). Characterizing potential wildland fire fuel in live vegetation in the Mediterranean region. *Annals of Forest Science*, 74(1), 1-14
- Fernández, G. V. (2019). Efectos de la recurrencia y de la severidad de los incendios forestales en ecosistemas de pinar propensos al fuego. Departamento de biodiversidad y gestión ambiental área de ecología. Doctor. Universidad de León. España, pp 154.
- Ferreira-Leite, F., Bento- Gonçalves, A., Vieira, A., Nunes, A, Lourenço, L. (2016). Incidence and recurrence of large forest fires in mainland Portugal. *Natural Hazards*, 84(2), 1035-1053.
- Fitzgerald, S., Beger, C., y Leavell, D. (2019). FIRE FAQ s: What is forest fuel, and what are fuel treatments?. 12-05-2020, en: <https://catalogo.extension.oregonstate.edu/sites/catalog/files/project/pdf/em9230.pdf>.
- Galicia, L., Chávez-Vergara, B., Kolb, M., Jasso-Flores, R., Rodríguez-Bustos, L., Solís, L.E., Guerra, V., Pérez-Campuzano, E., Villanueva, A. (2018). Perspectivas del enfoque socioecológico en la conservación, el aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de Mexico. *Madera y Bosques*, 24(2), e2421443.
- Gallegos Rodríguez, A., González-Cuevas, G. A., Cabrera-Orozco, R., Marcelli-Sánchez, C., y Hernández-Álvarez, E. (2014). Efecto de la recurrencia de incendios forestales en la diversidad arbórea. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(24), 110-125.
- Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., Peñuelas, J., Valentini, R. (1995). Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three californian vegetation types. *Ecological Society of America*, 5, 28-41.
- García-Orenes, F., Arcenegui, V., Chrenková, K., Mataix-Solera, J., Jara-Navarro, A. B., y Torres, M. P. (2017). Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in fire-affected Mediterranean forest: A two year monitoring research. *Science of the Total Environment*, 586, 1057-1065.

- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramirez, C., y Balzter, H. (2017). Extrapolating forest canopy fuel properties in the California rim fire by combining airborne Lidar and Landsat OLI data. *Remote Sensing*, 9, 394.
- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramirez, C., García, G., Balzter, H. (2017). Quantifying biomass consumption and carbon release from the California Rim fire by integrating airborne LiDAR and Landsat OLI data. *Journal of Geophysical Research-Solid Earth*, 122, 340-353.
- García Morales, L. J., Estrada Castellón, A. E., Cantú Ayala, C., Jurado Ybarra, E., y Villarreal Quintanilla, J. (2014) *Diversidad y conservación de los encinos (Fagaceae) en el estado de Tamaulipas en Tecnológico Nacional de México*, , Biodiversidad Tamaulipeca 1(2)3.
- Gil, S. B. (2020). *Aplicación de cadenas de Markov*. Maestro. Universidad de Valladolid, España. 18542.
- Gómez, C. R. A. (2016). *Predicción de zonas potenciales para el desarrollo de incendios forestales bajo el enfoque de factores meteorológicos*. licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala, pp.148.
- Granados-Sánchez, López-Ríos, G.F., Hernández-García, M.A. (2007). Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 13, 67-83.
- Hessburg, P. F., Churchill, D. J., Larson, A. J., Haugo, R. D., Miller, C., Spies, T. A., Reeves, G. H. (2015). Restoring fire-prone Inland Pacific landscape: seven core principles. *Landscape Ecology*, 30, 1805-1835.
- Hong, H., Tsangaratos, P., Ilia, I., Liu, J., Zhu, A., y Xu, C. (2018). Applying genetic algorithms set the optimal combination of forest fire related variables and model forest fire susceptibility based on data mining models. The case of Dayu Country, China. *Science of the Total Environment*, 630, 1044-1056.
- Hussani, A., Negi, A., y Todaria, N. (2018). History of forest fire around Globe, India and Uttarakhand- A Brief Scenario. *Journal Agricultural Technology*, 5(1), 7-14.
- James, S. R. (1989). Hominid use of fire in the lower and middle Pleistocene. A review of the evidence. *Current Anthropology*, 30, 1-26.
- Jardel, E. J. (2006). Viejos y nuevos problemas del sector forestal en México. *Seminario G-Bosque*, México.
- Kauroni, A., Daya, B., Bahalak, S., Chauvet, P. (2014). A simplified mathematical model for fire spread predictions in wildland fires combining between the models of Anderson and Rothermel. *International Journal of Modeling and Optimization*, 4(3), 197-200.

- Kennedy, R. E., Warren, B., Todd, A. S. (2007). Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 110, 370-386.
- Kobziar, L. (2014). Fire on Earth: An Introduction. *Fire Ecology*, 10, 88-91.
- Lara A, A., Pascual, C., Manzanera, J. A. (2008). Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 256, 1239-1252.
- Lazaridis, M., Latos, M., Aleksandropoulou, V., Hov, Ø., Papayannis, A., Tørseth, K. (2008). Contribution of forest fire emissions to atmospheric pollution in Greece. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 1(3), 143-158.
- Lierop, P., Lindquist, E., Sathyapala, S., y Franceschini, G. (2015). Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *Forest Ecology and Management*, 352, 78-88.
- Lloret, F. y Zedler, P. H. (2009). The effect of forest fire on vegetation. *Fire effects on soils and restoration strategies*, 257-295.
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, O., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M., Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23, 39-51.
- Magalhães, T. M. (2017). Site-specific height-diameter and stem volume equation for Lebombo-ironwood. *Annals of Forest Research*, 60(2), 297-312.
- Martell, D. L. (1999). A Markov chain model of day to day changes in the Canadian Forest Fire Weather Index. *International Journal of Wildland Fire*, 9(4), 265-273.
- Martínez - Torres, H. L., Castillo, A., Ramírez, M. I., y Pérez-Salicrup, D. R. (2016). The importance of the traditional fire knowledge system in a subtropical montane socio-ecosystem in a protected natural area. *International Journal of Wildland Fire*, 25, 911-921.
- Martínez, A., De los Santos Posadas, H. M., Fierros González, A. M., Fierros Mateo, R., Pérez Miranda, R., Hernández Ramos, A., y Hernández Ramos, J. (2018). Factores de expansión y sistema de partición de biomasa aérea para *Pinus chiapensis* (Martínez) Andresen. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10, 107-132.
- Massman, W. (2012). Modeling soil heating and moisture transport under extreme conditions: Forest fires and slash pile burns. *Water Resources Research*. 48: W10548.
- Morales-Hidalgo, Oswalt, S. N., y Somanathan, E. (2015). Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352(7), 68-77.

- Naderpour, M., Rezeai, H. M., Khakzad, N., y Pradhan, B. (2019). Forest fire induced Natech risk assessment: A survey of geospatial technologies. *Reliability Engineering and System Safety*, 191, 106558).
- Nasi, R., Dennis, R., Meijarard, E., Applegate, G., y Moore, P. (2002). Los incendios forestales y la diversidad biológica. *Forester Biological Diversity -Unasylva*. 53(209).
- Payette, S., Pilon, V., Frégeau, M., Couillard, P-L., Laflamme, J. (2021). Post-Glacial Climate–Fire Interactions Control Tree Composition of Mesic Temperate Forests in Eastern North America. *Ecosystems*, 24, 1906-1927.
- Pettorelli, N., et al. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20(9), 503-510.
- Picard, N., Herry, M., Mortier, F., Trotta, C., y Saint-Andrés, L. (2012). Using Bayesian model averaging to predict tree aboveground biomass. *Forest Science*, 58 (1), 15-23.
- Pourghasemi, R. H., R. H., Gayen, A., Lassaponara, R., y Tiefenbacher, J. P (2020). Application of learning vector quantization and different machine learning techniques to assessing forest fire influence factors and spatial modelling. *Environmental Research*, 184, 10932.
- Price, O. F., Pausas, J. G., Navashni, G., Flannigan, M., Fernandes, P. M., Brooks, M. L., y Bird, R. B. (2015). Global patterns in fire leverage: the response of annual area burnt to previous fire. *International Journal of Wildland Fire* 24(3), 297-306.
- Rentería-Anima, J. B. T.-G., 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, 51-56.
- Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Palacios, A., y Bastarrika, A. (2002). Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 1301-1315.
- Rodríguez-Laguna, R., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., y Jurado-Ibarra, E. (2007). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en especies de encino y pino en Iturbide, N. L. *Revista Ciencias Forestales en México*, 32 (101), 39-52.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2012). Génesis de los incendios forestales. *Revista Chapingo*, 18(3), 357-373.
- Rusell-Smith, J. y Edwards, A. C. (2006). Seasonality and fire severity in savanna landscapes of monsoonal northern Australia. *Journal of Wildland Fire*, 15, 541-50.
- Rzedowski, J. (2006). La vegetación de México. *Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México*, 1, 504

- Sánchez, C. J. y Zerecero, L. G. (1983). Método práctico para calcular la cantidad de combustible leñoso y hojarasca. México. *Nota Divulgativa*, 9.
- Scott, J. H. y Burgan, R. E. (2005). Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. General technical report RMRS-GTR-153 Fort Collins, CO: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp.72.
- Seidl, R., Honkaniemi, J., Aakala, T., Aleinikov, A., Angelstam, P., Bouchard, M., Senf, C. (2020). Globally consistent climate sensitivity of natural disturbances across boreal and temperate forest ecosystems. *Ecography*, 43, 967-978.
- SEMARNAT. (2012). Anuario estadístico de la Producción Nacional Forestal 2012. Dirección de Gestión Forestal y de Suelo. México, D. F.
- Sharma, T. C. y Panu, U. S. (2012). Prediction of hydrological drought durations based on Markov chains: case of the Canadian prairies. *Hydrological Sciences Journal*, 57(4), 705-722.
- Silva-Arredondo, F. y Nívar-Cháidez, J. d. J. (2009). Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2), 155-169.
- Stahlschmidt, M. C., Miller, C. E., Ligouis, B., Hambach, U., Goldberg, P. Berna, F., Richter, D., Urban, B., Serangeli, J., Conard, N. (2015). On the evidence for human use and control of fire at Schöningen. *Journal of Human Evolution*, 89, 181-201.
- Stephens, S. L., Burrows, N., Buyantuyev, A., Gray, R. W., Keanne, R. E., Rubian, R., Wagtendonk, J. W. (2014). Temperate and boreal forest mega-fires: characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 115-122.
- Syphard, A., Keeley, J.E., Massada, A. B., Brennan, T. j. (2012). Housing Arrangement and Location Determine the Likelihood of Housing Loss Due to Wildfire. *PLoS ONE*, 7(3), pp13.
- Tarvido, M. L., Caymes-Scutari, P., Binchini, G., y Méndez-Garabetti, M. (2016). Reducción de incertidumbre con evolución diferencial en la predicción de incendios forestales: sintonización y análisis de parámetros. *Asociación Argentina de Mecánica Computacional*, 34, 2903-2917.
- Tessler, N., Wittenberg, L., y Greenbaum, N. (2016). Vegetation cover and species richness after recurrent forest fire in the Eastern Mediterranean ecosystem of Mount Carmel, Israel. *Science of the Total Environment*, 572, 1395-1402.
- Thompson, M. P. (2013). Modeling Wildfire Incident Complexity Dynamics. *PLoS ONE*, 8(5): e63297.

- Thyoff, E., Burney, O., Mickelbart, M., Jacobs, D. (2019). Unraveling Shade Tolerance and Plasticity of Semi-Evergreen Oaks: Insights From Maritime Forest Live Oak Restoration. *Frontiers in Plant Science*, 10, pp.1526.
- Torres-González, M. G. (2016). Cadenas de Markov aplicadas al ordenamiento de páginas web. Licenciatura. *Facultad de Ciencias Físico Matemáticas*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, pp61.
- Torres, P. T. F., Romeiro, N. M. J., Santos, A. C. A., Neto, O. R. R. (2018). Fire danger index efficiency as a function of fuel moisture and fire behaviour. *Science of the Total Environment*, 631-632: 1304-1310.
- Úbeda, X. y Sarricolea, P. (2016). Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change*, 146, 152-161.
- Vega- Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Nava-Miranda, M. G., Calleros-Flores, E., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Preisler, H. K. (2018). Developing Models to Predict the Number of Fire Hotspots from an Accumulated Fuel Dryness Index by Vegetation Type and Region in México. *Forest*, 9, 190.
- Vega-Garcia, C., Tatay, J., Blanco, R., y Chuvieco, E. (2010). Evaluation of the Influence of Local Fuel Homogeneity on Fire Hazard through Landsat-5 TM Texture Measures. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 76, 853–864.
- Vega-García, C., Woodard, P. M., Titus, S. J., Adamowicz, W. L., y Lee, B. S. (1999). Dos modelos para la predicción de incendios forestales en Whitecourt forest, Canada. *Investigación Agraria Sistema y Recursos Forestales*, 8 (1), 5-24.
- Vega-Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Nava-Miranda, M. G., Calleros-Flores, E., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Preisler, H. K. (2018). Developing Models to Predict the Number of Fire Hotspots from an Accumulated Fuel Dryness Index by Vegetation Type and Region in México. *Forest*, 9, 190.
- Wang, L., Zhao, Q., Wen, Z., y Qu, J. (2018). RAFFIA: Short-term Forest Fire Danger Rating Prediction via Multiclass Logistic Regression. *Sustainability*, 10, 4620.
- Weiner, S., Xu, Q., Goldberg, P., Liu, J., Bar-Yosef, O. (1998). Evidence for the use of fire at Zhoukoudian, China. *Science*, 281(5374), 251-253.
- Westerling, A. L. (2016). Increasing western US forest wildfire activity: sensitivity to changes in the timing of spring. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, B, 371, 1696.
- WGW, Working Group on Wildland Fire. (2003). Outcome of the International Wildland Fire Summit. *International Forest Fire* Sídney, Australia, 29, 2-4.

- Xelhuantzi, C. J., Flores Garnica, J. G., y Chávez Durán, Á. A. (2011). Análisis comparativo de carga de combustible en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3), 37-52.
- Yecom, K. L. L., Fulé, P. Z., Brown, P. M., Cerano-Paredes, J., Cornejo-Oviedo, E., Cortés-Montaña, C., y Skinner, C. N. (2017). Climate drives fire synchrony but local factors control fire regimen change in northern México. *Ecosphere*, 8(3 e01709).
- Youssef, S. y Abdelaziz, B. (2013). Prediction of Forest Fire Using Artificial Neuronal Networks. *Applied Mathematical Sciences*, 7(6), 271-286.

Capítulo II. Variaciones espaciales y temporales de la predicción de la carga de combustible en bosques templados del noreste de México

Resumen

La predicción de las áreas de carga de combustible y de las especies asociadas a estos eventos reduce el tiempo de respuesta para combatir los incendios forestales. Los objetivos de este estudio fueron: estimar la carga de combustible anual en el periodo 2009-2013, predecir la carga de combustible anual en el resto del ecosistema, identificar las especies que más contribuyen a esta carga y comparar el porcentaje de superficie por categoría de riesgo en los bosques templados de Tamaulipas. La carga de combustible se estimó con datos de inventario forestal estatal y de suelo 2009-2014, utilizando tres modelos. La carga de combustible se predijo con la elevación, la precipitación total anual, la temperatura media anual y el índice de vegetación mejorado, a partir de escenas satelitales mediante una regresión de mínimos cuadrados parciales. La mayor concentración de carga de combustible se asoció a los ecosistemas de roble, roble-pino, bosque de pino y bosque mesófilo de montaña. La contribución de los géneros a la carga de combustible fue estadísticamente diferente. *Quercus* contribuyó con la mayor variación entre grupos, y la contribución entre especies de *Quercus* fue similar. Los resultados destacan la importancia de enfocar los programas de gestión del combustible en este tipo de ecosistema, enfatizando las acciones en particular en *Quercus*, además los resultados también pueden servir de base para futuras investigaciones, como los programas de secuestro de carbono y gestión forestal.

Palabras clave: Incendio forestal, conglomerados; índice de vegetación; mínimos cuadrados parciales; PERMANOVA.

Abstract

The prediction of fuel load areas and species associated with these events reduces the response time to fight forest fires. The objectives of this study were: to estimate the annual fuel load in the period 2009-2013, predict the annual fuel load in the rest of the ecosystem, identify the species that contribute most to this load, and compare the percentage of area by risk category in the temperate forests of Tamaulipas. Fuel load was estimated with state forest and soil inventory data 2009-2014, using three models. Fuel load was predicted with elevation, total annual precipitation, mean annual temperature, and enhanced vegetation index from satellite scenes using partial least squares regression. The highest fuel load concentration was associated with oak, oak-pine, pine forest, and mountain mesophyll forest ecosystems. The contribution of genera to fuel load was statistically different. *Quercus* contributed the most variation among groups, and the contribution among *Quercus* species was similar. The results highlight the importance of focusing fuel management programs in this type of ecosystem, emphasizing actions particularly in *Quercus*, and the results can also serve as a basis for future research, such as carbon sequestration and forest management programs.

Keywords: Forest fire, clomeres; vegetation index; partial least squares; PERMANOVA.

2.1. Introducción.

La estimación de carga de combustible permite predecir e identificar zonas de riesgo a incendios forestales (Chuvieco *et al.*, 2003; Arroyo *et al.*, 2008). Los incendios forestales afectan un valor aproximado de 34 millones de ha/año en el mundo (Etherington y Curran, 2017). La carga de combustible puede ser estimada a partir de mediciones directas (Brown, 1974), por ecuaciones alométricas (Alanís-Morales *et al.*, 2000; Bautista Rentería-Anima *et al.*, 2005; Picard *et al.*, 2012) y por factores de expansión, que transforman el volumen fustal por árbol o por unidad de superficie en densidad de carga de combustible en m^3/ha (Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, 2009; Magalhães, 2017; Martínez *et al.*, 2018). Las estimaciones puntuales son útiles para predecir la carga de combustible en áreas donde se carece de mediciones (Flores-Garnica y Omi, 2003). Las predicciones se realizan por medios de modelos matemáticos que utilizan variables independientes ambientales, como la topografía (Beaudoin *et al.*, 2014), índices de vegetación y climáticas (Riaño *et al.*, 2002; Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Domínguez-Cabrera *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2011; Cortés *et al.*, 2014). Los modelos representan un medio para reducir los costos económicos y logísticos asociados a su estimación (Escandón-Calderón *et al.*, 1999). Sin embargo, los factores que determinan la carga de combustible varían en el tiempo, por lo que es necesario incluir variables que reflejen esta variación, como los índices de vegetación. Los índices de vegetación son derivados de imágenes satelitales, los cuales expresan la reflectancia de las regiones electromagnéticas del rojo e infrarrojo cercano (Matsushita *et al.*, 2007).

Los índices de vegetación se presentan en imágenes calculadas a partir de operaciones algebraicas entre distintas bandas espectrales, que reflejan variaciones espacio-temporales de la productividad primaria y permiten caracterizar diferentes tipos de vegetación (Didán, 2015; Mayorga *et al.*, 2019). Entre los índices más empleados se encuentran el índice de diferencia normalizada verde-rojo (NGRDI) y el índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI). El índice de la diferencia normalizada (NDVI) es ampliamente utilizado, pero es afectado por la presencia de aerosoles en la atmósfera, interferencias en el dosel y es menos sensible a áreas densas (Huete *et al.*, 1999; Huang *et al.*, 2019). Por lo que es necesario explorar el uso de otros índices que reduzcan estos sesgos, como por ejemplo el índice de vegetación mejorado (Enhanced Vegetation Index, EVI) el cual se utiliza para predecir la

carga de combustible, la humedad del combustible y para evaluar la cobertura forestal (Myoung *et al.*, 2018; Reyes y Burdett, 2019). La ventaja de estas imágenes es que están disponibles desde el año 2000 a la fecha, tienen una periodicidad de 16 días y son de acceso libre (Roldán y Poveda, 2006; Didan, 2015). El EVI es sensible a las regiones de alta biomasa, como la que generan los bosques templados (Cheng *et al.*, 2018).

Los ecosistemas de bosque templado, cubren un aproximado de 10 millones de km² en el mundo (Smith, 2020), ocupan el tercer lugar en productividad primaria neta (Granados-Sánchez *et al.*, 2007) y de ellos se pueden obtener parámetros de cobertura vegetal, tales como la densidad, índice de área foliar y actividad clorofílica (Felipe y Denis, 2021; Perea-Ardila *et al.*, 2021), variables que permiten estimar la carga de combustible (Mundava *et al.*, 2014; Reyes-Cárdenas *et al.*, 2019). Los bosques templados de México cubren cerca del 16.5 % de superficie y son una prioridad para la conservación, estos ecosistemas se encuentran dentro de los tres hotspots del mundo (Provincia florística de California, Bosques Madrenses de Pino-Encino y Mesoamérica). Son regiones caracterizadas por su alto endemismo de plantas que sobreviven en 30 % o menos de su distribución original (Santillán, 2020). Los bosques de pino y encino albergan alrededor de 5, 300 especies de plantas con flores, así mismo, cuentan con una alta diversidad de pinos (robles), con 44 de las 110 especies de pinos reconocidas, con más de 135 especies de robles y más del 30 % de las especies de este género en el mundo, de las cuales 85 son endémicas de México (Ecosystem, 2018). Además, son una fuente importante de servicios ambientales debido a su alto grado de endemismo y diversidad de especies (Santini *et al.*, 2019), como son los pinos, matorrales, bromelias y orquídeas (CONABIO, 2019). Sin embargo, este tipo de ecosistemas se enfrentan a constantes incendios forestales que en las últimas 16 décadas afectaron a 7 millones de ha de bosques templados y boreales (Etherington y Curran, 2017). En el estado de Tamaulipas, el 40 % de los incendios se presentaron en los bosques templados (CONAFOR, 2018). Los bosques templados representan el 7.21 % de la superficie nativa del estado, de los cuales el 28.3 % son especies de coníferas y latifoliadas (SEMARNAT, 2012). Los bosques templados de Tamaulipas ocupan 524 mil ha, de los cuales, cerca del 27 % fueron conservados en la reserva de la biosfera “El Cielo” (INEGI, 2017). Debido a la importancia del ecosistema es recomendable contar con mapas de combustible que identifiquen las áreas potenciales por incendios forestales. Debido a lo mencionado, es necesario predecir la carga de combustible;

seleccionar el modelo óptimo para la predicción en los bosques templados de Tamaulipas; asociar área de carga de combustible por tipo de ecosistema; e identificar los géneros y las especies forestales que contribuyeron mayormente a la carga de combustible en la zona de estudio. En este estudio se planteó que el índice de vegetación mejorado incrementa la capacidad de predicción de carga de combustible que las variables que no cambian en el tiempo. Determinar la carga de combustible en estos ecosistemas es fundamental para planear acciones en materia de conservación y aprovechamiento de los bosques templados.

2.2 Hipótesis.

Los bosques templados se encuentran entre los ecosistemas de mayor productividad primaria, parámetro que es reflejado por índices de vegetación. El índice de vegetación mejorado (EVI) es sensible a las regiones de alta biomasa, por lo tanto, incrementará la capacidad de predicción en los bosques templados de Tamaulipas, debido a su alta productividad.

2.3 Objetivos.

- a) Predecir la carga de combustible en los bosques templados, a través de la correlación de carga de combustible obtenida con datos de inventario forestal, mediante modelos de elevación, climatológicos y el índice de vegetación mejorado de imágenes satelitales (MODIS/Terra), mediante el modelo de regresión de cuadrados mínimos parciales (CMP).
- b) Seleccionar el modelo óptimo para la predicción de carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas.
- c) Determinar la carga de combustible por tipo de bosque y riesgo de incendios.
- d) Identificar los géneros y las especies forestales que contribuyen mayormente a la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas.

2.4. Materiales y métodos.

2.4.1. Área de estudios.

El presente estudio se realizó en los bosques templados del estado de Tamaulipas. El estado se ubica geográficamente al noreste de la República Mexicana, el cual colinda al norte con los Estado Unidos de Norteamérica, al este con el Golfo de México, al sur con el estado de Veracruz, al suroeste San Luis Potosí y al oeste con Nuevo León (Figura 2.1). Los bosques

templados de Tamaulipas se encuentran en la Sierra Madre Oriental, al suroeste del estado, y en parte de la provincia fisiográfica Llanuras Costeras del Golfo Norte, la cual se extienden desde el nivel del mar hasta los 4, 000 m de elevación (Rzedowski, 2006). Los bosques templados de Tamaulipas cubren una superficie de 524 mil ha, donde el bosque de encino, ocupa la mayor superficie, seguidos por los de encino-pino, bosque mesófilo de montaña, bosque de pino encino y bosque de táscate (CONAFOR y SEMARNAT, 2014).

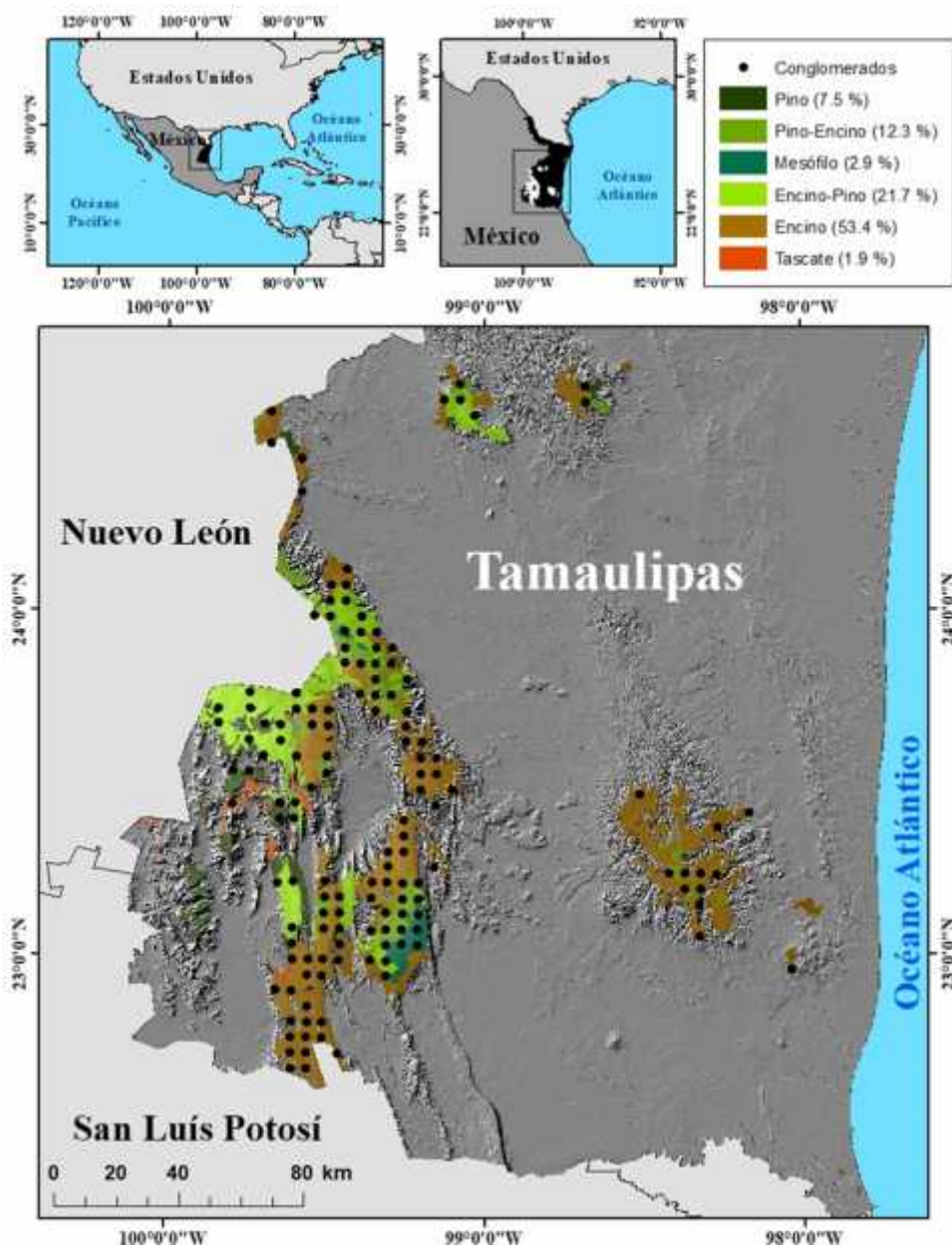


Figura 2.1. Localización del área de estudio y conglomerados hacia el SE, centro y litoral del Golfo de México. Tamaulipas, México.

2.4.1.1 Descripción del área de estudio.

El clima del área de estudio corresponde al grupo (C) templado, pero sobresalen los subtipos semicálidos subhúmedos (A)C(w_o), que se caracteriza por tener una temperatura media anual de 18 °C, temperatura del mes más frío menor de 18 °C y temperatura del mes más caliente mayor de 22 °C. La precipitación del mes más seco es menor de 40 mm; lluvias de verano con índice de precipitación total menor a 43.2 y porcentaje de lluvia invernal de 5% al 10.2% del total anual. Las unidades de suelos dominantes son litosoles, vertisoles y redzinas (INEGI, 2000).

2.4.2. Base de datos.

La carga de combustible fue estimada con los datos del Inventario Estatal Forestal y de Suelos (IEFyS, 2009-2014). Los conglomerados evaluados fueron 141, los cuales fueron obtenidos en bosques del año 2009 a 2013 (Figura 2.1). Los conglomerados evaluaron cuatro subsitios de muestreo de 400 m² de arbolado dando una superficie total de 1, 600 m². El método del IFEyS siguió un diseño de muestreo estratificado sistemático, separados por una equidistancia lineal de 2.5 x 2.5 km. Los conglomerados constaron de dos unidades de muestreo, una unidad muestral primaria (UMP) y cuatro unidades muestrales secundarias (UMS). El conglomerado constó de una parcela circular de una hectárea (56.42 m de radio) y las cuatro unidades de muestreo secundarias (UMS), o sitios, se localizaron a 45.14 m de separación, dispuestos en forma de Y invertida orientación hacia el norte (Figura 2.2) (SEMARNAT y CONAFOR, 2015). Las variables de la cobertura de los árboles que se registraron fueron diámetro, altura y cobertura.

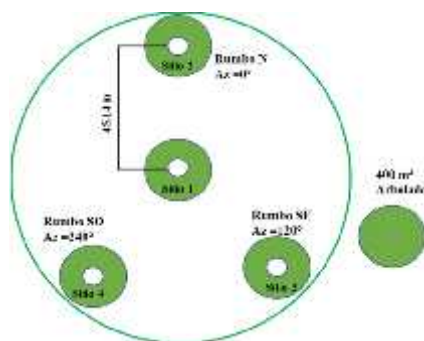


Figura 2.2. Conglomerados y sitios de muestreo de zona arbolada. Los datos provienen del Inventario estatal forestal y de suelos de Tamaulipas 2009 a 2014.

2.4.3 Estimación de la carga de combustible.

La carga de combustible por conglomerado 1, 600 m² (4 sitios de 400 m²) se estimó con tres modelos para bosques templados utilizando la biomasa aérea de los géneros *Quercus*, *Pinus*, *Arbutus*, *Juniperus*, *Liquidambar*, *Cedrela*, *Carpinus*, *Cupressus*, *Conestegia*, *Cercocarpus* y *Sargentia*. El modelo 1 fue la ecuación de volumen para las especies de los bosques templados, que considera las existencias reales totales o volumen por hectárea (Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, 2009). El modelo 2 incluyó las ecuaciones para estimar la biomasa aérea de cinco especies del género *Quercus*, cuatro especies de *Pinus*, para *Juniperus flaccida* y especies latifoliadas que incluyen como parámetro el diámetro normal (DN), altura en cm, una constante y un exponte de ponderación por especies (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Rojas-García *et al.*, 2015; Soriano-Luna *et al.*, 2015). El modelo 3 utilizó la ecuación diseñada para especies de coníferas que involucra diámetro normal (DN), el valor constante y el exponente de ponderación (Brown *et al.*, 1997) (Tabla 2.1). Los modelos contemplan diferentes parámetros por lo cual es necesario identificar el mejor modelo para los bosques templados de Tamaulipas.

Tabla 2.1. Ecuaciones para estimar la biomasa, agrupadas en tres modelos.

Modelo	Especies	Ecuación	Autor
Modelo 1. Existencias reales.	Bosques templados	$V_t = \alpha * DB1 * HB2$	Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, (2009)
	<i>Quercus cambyi</i>	$B = \alpha - 2.3112 * D2.4497$	Rodríguez-Laguna et al., (2007)
Modelo 2. Biomasa aérea.	<i>Quercus laceyi</i>	$B = \alpha - 2.4344 * D2.5069$	Rodríguez-Laguna et al., (2007)
	<i>Quercus rysophylla</i>	$B = \alpha - 2.2089 * D2.3736$	Rodríguez-Laguna et al., (2007)
	<i>Quercus rugosa</i>	$B = 0.089 * DN2.5226$	Rojas- García et al., (2015)
	<i>Quercus ssp</i>	$B = 0.45534 * DN2$	Rojas- García et al., (2015)

<i>Pinus greggi</i>	$B = -0.177 + (0.015 * DN2) * h$	Rojas- García et al., (2015)
<i>Pinus moctezumae</i>	$B = 1.30454 * DN2.3644444$	Rojas- García et al., (2015)
<i>Pinus nelsonni</i>	$B = 0.1229 * DN2.3964$	Rojas- García et al., (2015)
<i>Pinus teocote</i>	$B = 0.032495 * DN2.766578$	Rojas- García et al., (2015)
<i>Juniperus flaccida</i>	$B = \alpha - 1.6469 * DN2.1255$	Rodríguez-Luna et al., (2007)
Latifoliadas	$B = EXP(-B0) * (DN2 * h) / B1$	Soriano-Luna et al., (2015)

Modelo 3.		
Especies de coníferas.	Bosques de coníferas	de $B = 5.0 + 150000 * DN - 2.7 / DN - 2.7 + 364946$
		Brown et al., (1997)

2.4.4. Comparación de la carga de combustible entre modelos.

Los modelos para estimar la carga de combustible para el bosque templado utilizan diferentes variables, por lo tanto, se compararon para identificar las diferencias en la estimación de la carga de combustible. Se comparó la carga de combustible de cada conglomerado obtenida a partir de los tres modelos, y dado que de cada conglomerado se tuvo tres estimaciones se utilizó una prueba de pares *t*-student con una significancia de 0.05. Este método comprueba si la media de las diferencias muestrales entre pares de modelos es significativamente diferente de cero (Sokal y Rohlf, 2005).

2.4.5. Variables independientes.

La carga de combustible se predijo con las variables topográficas (pendiente y elevación), climatológicas (evapotranspiración anual, precipitación total anual, temperatura promedio anual), y de vegetación (altura de dosel) y con el índice de vegetación mejorado EVI de los meses febrero a septiembre (2008 a 2014) (Tabla 2.2). El EVI fue obtenido de las imágenes MOD13Q1 (MODIS/Terra versión 6) a una resolución temporal de 16 días y espacial de 250 m.

Tabla 2.2. Variables para predecir la carga de combustible en el ecosistema de bosques templados.

Variables	Fuente
Altura de la vegetación, resolución 1km	http://www.earthenv.org
Evapotranspiración, resolución 1km	https://worldclim.org
EVI (índices de vegetación), resolución 250 m	https://earthexplorer.usgs.gov
Elevación	https://www.inegi.org.mx
Pendiente 30 m	https://www.inegi.org.mx
Precipitación total	https://worldclim.org
Promedio de temperatura	https://worldclim.org

El EVI reduce tanto la interferencia de la atmósfera como la saturación del suelo, es más sensible a las variaciones estructurales del dosel y presenta mayor fiabilidad en condiciones de alta biomasa (Reyes-Díez *et al.*, 2015). El índice incorpora un valor “L”, para ajustar el fondo del dosel y un valor “C”, y compensar la resistencia de la atmosfera y los valores de la banda azul B (Mas, 2011). La relación del EVI con la carga de combustible derivó de las escenas satelitales (MODIS) Terra (MOD13Q1) con fecha de febrero a septiembre (2008 a 2014) las cuales coinciden con el período de muestreo de campo (2009-2014). Las capas fueron re-escaladas de un tamaño de celda de 250 m a un arco segundo ($\approx 1\text{km}$). Las imágenes fueron proyectadas a Universal Transversal de Mercator Zona 14N.

Las variables consideradas para predecir la carga de combustible de cada uno de los modelos fueron 118, que incluyen la altura de la vegetación, la evapotranspiración, el EVI de 112 imágenes de satélite, la elevación, la pendiente, la precipitación total y la temperatura media. Se utilizó el factor de inflación de la varianza ($VIF = 1/(1-r^2)$) como criterio para excluir la variación redundante entre las variables. Se aplicó una regresión múltiple, en la que la variable con mayor coeficiente de correlación se utilizó como variable predictora y el resto de las variables como independientes. Se excluyó la variable dependiente si el VIF era inferior a 5.0, porque la variación de esta variable estaba contenida en el resto de las variables independientes. El procedimiento se repite hasta que no haya ninguna variable con un VIF superior a 5.0. Las variables seleccionadas para predecir la carga de combustible fueron: la

elevación, la precipitación total anual, la temperatura media anual y la media y desviación estándar del EVI de los meses más lluviosos (mayo-agosto) de los años 2009-2014.

2.4.6. Modelos de predicción de carga de combustible.

La predicción de la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas se realizó con 29 conglomerados correspondientes al 2009, 22 conglomerados al 2010, 30 al 2011, 31 registro al 2012 y 29 al 2013. El 75 % de los conglomerados se utilizaron para generar el modelo y el 25 % restante para validarlos (Phillips *et al.*, 2006). La elección de los conglomerados para generar el modelo y validarlo fue al azar, con función aleatoria utilizando para esto el programa Excel (Versión 2019). Dado que la elección de los conglomerados fue aleatoria, entonces se generaron 10 modelos por año. Las variables ambientales se correlacionaron con la carga de combustible del modelo de regresión de mínimos cuadrados parciales con análisis factorial (CMP) en el programa STATISTICA versión 13 (Shiker, 2012). El modelo de CMP es una técnica de predicción que combina las características del análisis de componentes principales y la regresión múltiple; el modelo presenta menos restricciones que otros modelos multivariantes de regresión lineal múltiple (Wold *et al.*, 2001). El algoritmo de los CMP extrajo un conjunto de factores latentes que explican en forma eficiente, la covarianza entre las variables dependiente e independiente (Wold, 1978).

La ecuación genérica incluyó el efecto de cada variable, donde el número de interacciones fue igual al número de variables independientes utilizadas, en este caso cinco. Por lo que las interacciones utilizadas fueron sencillas, dobles, triples, cuádruples y quíntuples.

$$Y = b_0 + b_1S + b_2D + b_3T + b_4C + b_5Q..... \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde:

Y = variable dependiente (carga de combustible)

S = coeficiente de cada variable

D = coeficientes de las interacciones entre dos variables

T = coeficiente de las interacciones entre tres variables

C = coeficiente de las interacciones entre las cuatro variables

Q = coeficiente de las interacciones entre las cinco variables

Los modelos seleccionados para predecir la carga de combustible fueron aquellos que tuvieron una correlación igual o mayor a 0.5 entre la carga de combustible estimada de los conglomerados con los valores esperados del CMP. Los coeficientes de los modelos seleccionados fueron promediados para generar el modelo final de predicción. El modelo promedio fue utilizado para predecir la carga de combustible total, el promedio de temperatura y la elevación.

2.4.7. Validación del modelo.

La validación se realizó con dos métodos, por regresión y comparación de medias entre lo observado con respecto a lo obtenido con los conglomerados. La comparación de los modelos de estimación de la carga de combustible se realizó a través de la prueba *t* de Student para muestras pareadas con $\alpha = 0.05$. La prueba *t* de Student evalúa la diferencia significativa entre las medias de dos grupos, o dos categorías dentro de una misma variable dependiente, donde se pone a prueba la hipótesis que demuestra la ausencia de diferencias entre valores medios de los tres modelos utilizados para la predicción de carga de combustible (Rubio Hurtado y Berlanga Silvente, 2012). El 25 % de los conglomerados se utilizó para validar los modelos. La validación consistió en comparar los valores estimados con respecto a los valores obtenidos con la predicción. La comparación se realizó con la prueba *t* de Student para muestras independientes, que compara la media los dos grupos, los datos utilizados para validar el modelo se asignaron de manera aleatoria. El análisis se realizó con el programa STATISTICA (Versión 13) (Shiker, 2012).

2.4.8. Géneros y especies.

El estudio comparó el número de individuos por género y especies entre tres categorías de carga de combustible, a través del análisis multivariado de la PERMANOVA, utilizando el programa Past 3.2 (Hammer *et al.*, 2001). La carga de combustible fue clasificada en tres categorías de riesgo tomando como referencia el modelo de comportamiento de combustible,

que separa la carga en baja (0 a 13 Mgha^{-1}), media (13.1 a 23 Mgha^{-1}) y alta ($23.1 \geq \text{Mgha}^{-1}$) (Scott y Burgan, 2005). El análisis de PERMANOVA es una variante de la prueba ANOVA, que compara la distancia multidimensional dentro y entre los grupos (Anderson, 2001). El análisis de Bray-Curtis comparó la composición específica dentro y entre 12 géneros, así como entre 31 especies de árboles, bajo la hipótesis nula de que no hay diferencia entre la estructura (número de individuos por género) de las tres categorías de riesgo (Bray y Curtis, 1957). La contribución porcentual de las especies se realizó con la prueba SIMPER, para determinar la diferencia o similitud entre grupo (Clarke, 1993).

2.4.9. Variaciones temporales de la categoría de carga de combustible por tipo de bosque.

Las variaciones temporales (años) por categorías de carga de combustible se realizó con una prueba de correspondencia simple. La prueba de correspondencia simple es una modificación de la prueba de X^2 , esta mide la asociación de las categorías de dos variables categóricas y las representa en una gráfica bidimensional basado en la asociación entre las categorías (Legendre, 2003). La posición de las categorías en la gráfica representa el grado de asociación entre las categorías de distintas variables. La interpretación de la gráfica consiste en que cuando dos categorías de distintas variables se encuentran cercanas se asocia a un alto porcentaje de área en una categoría de carga de combustible y año; en caso contrario si la posición de dos categorías se encuentra separadas, entonces existe una baja proporción de área por categoría de carga de combustible en el año evaluado. Las variables categorías analizadas fueron la carga de combustible (bajo, medio y alto) y el año en que estimó la carga de combustible (2009-2013). Las categorías de carga de combustible y años fueron clasificadas en función del porcentaje en área en que cada categoría de carga de combustible se presentó en cada año. La agrupación se realizó con la medida de distancia Euclidiana, dado que es una variable continua, y el algoritmo amalgamación de Ward, ya que minimiza la variación dentro de los grupos y maximiza la variación entre grupos (Legendre y Legendre, 2003). El umbral de corte fue estimado para definir el número de grupos con la gráfica de pasos sucesivos de agrupación, donde el umbral de corte correspondió al valor en que se estabilizó la distancia de unión entre los objetos. Los dendrogramas fueron presentados en la gráfica de dispersión del análisis de correspondencia. El tipo de vegetación presentes fueron:

bosques de pino, bosque de táscate, bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña, bosque de encino-pino y bosque de encino (INEGI, 2016)

2.5. Resultados.

2.5.1 Carga de combustible.

La carga de combustible estimada fue similar entre los tres modelos en los años evaluados. El modelo 1 presentó los valores más altos de estimación de carga de combustible, esta variable fue estadísticamente similar para los años 2009 y 2013 (Tabla 2.3). La estimación de la carga de combustible entre los tres modelos fue estadísticamente similar. La estimación con los modelos de biomasa aérea y de especies de coníferas fue estadísticamente similar para 2009, 2010 y 2011, pero diferente en 2012. Las estimaciones de las existencias reales y de la biomasa sobre el suelo fueron similares. Los modelos de existencias reales y de especies de coníferas fueron diferentes en 2010 y 2011.

Tabla 2.3. Comparación de los modelos de predicción de la carga de combustible por año.

Año	Modelo	$\bar{X}$	s	Dif $\bar{X}$	t value	g.l.	P
2009	Existencias reales	17.1	21.3	3.7	0.7	28.0	0.483
	Biomasa aérea	13.4	16.7				
	Existencias reales	17.1	21.3	3.6	0.7	28.0	0.458
	Especies de coníferas	13.4	16.4				
	Biomasa aérea	13.4	16.7	0.0	0.0	28.0	0.981
	Especies de coníferas	13.4	16.4				
2010	Existencias reales	17.1	9.9	6.1	1.7	21.0	0.097
	Biomasa aérea	10.9	11.9				
	Existencias reales	17.1	9.9	6.5	2.4	21.0	0.024
	Especies de coníferas	10.6	10.8				
	Biomasa aérea	10.9	11.9	0.4	0.1	21.0	0.915
	Especies de coníferas	10.6	10.8				
2011	Existencias reales	18.4	14.1	2.7	0.977	29.0	0.336
	Biomasa aérea	15.7	14.1				
	Existencias reales	18.4	14.1	4.7	6.9	29.0	0.000

	Especies de coníferas	13.65	11.8				
	Biomasa aérea	15.7	14.1				
	Especies de coníferas	13.7	11.9	2.0	0.7	29.0	0.432
	Existencias reales	19.3	15.9				
	Biomasa aérea	16.7	12.9	2.5	1.5	30.0	0.129
2012	Existencias reales	19.3	15.9				
	Especies de coníferas	13.8	11.1	5.5	3.2	30.0	0.029
	Biomasa aérea	16.7	12.9				
	Especies de coníferas	13.8	11.1	3.0	5.9	30.0	0.000
	Existencias reales	16.7	26.2				
	Biomasa aérea	11.3	26.4	5.4	0.8	28.0	0.427
2013	Existencias reales	16.7	26.2				
	Especies de coníferas	9.7	27.3	7.0	1.1	28.0	0.278
	Biomasa aérea	11.3	26.4				
	Especies de coníferas	9.7	27.3	1.6	0.2	28.0	0.833

$\bar{X}$ = media, s = Desviación estándar, Dif. $\bar{X}$ = Diferencia de media, valor t = valor de t pareada, g.l. = grado de libertad y P = probabilidad.

2.5.3. Predicción.

El coeficiente de correlación (r^2) entre la carga de combustible estimada en los conglomerados y el obtenido por predicción con el modelo de regresión de mínimos cuadrados parciales varió de 0.54 a 0.77 (modelo 3 del año 2009) mientras que los valores más altos se presentaron en el modelo 1 y modelo 3, del 2011, y el modelo 1 en el 2013. (Figura 2.3). Por lo que las predicciones tuvieron una capacidad predictiva de media a alta. La carga de combustible más alta se localizó en las áreas de mayor elevación al este del estado, así como en la Sierra Madre Oriental, Sierra de San Carlos y Sierra de Tamaulipas (Figura 2.4).

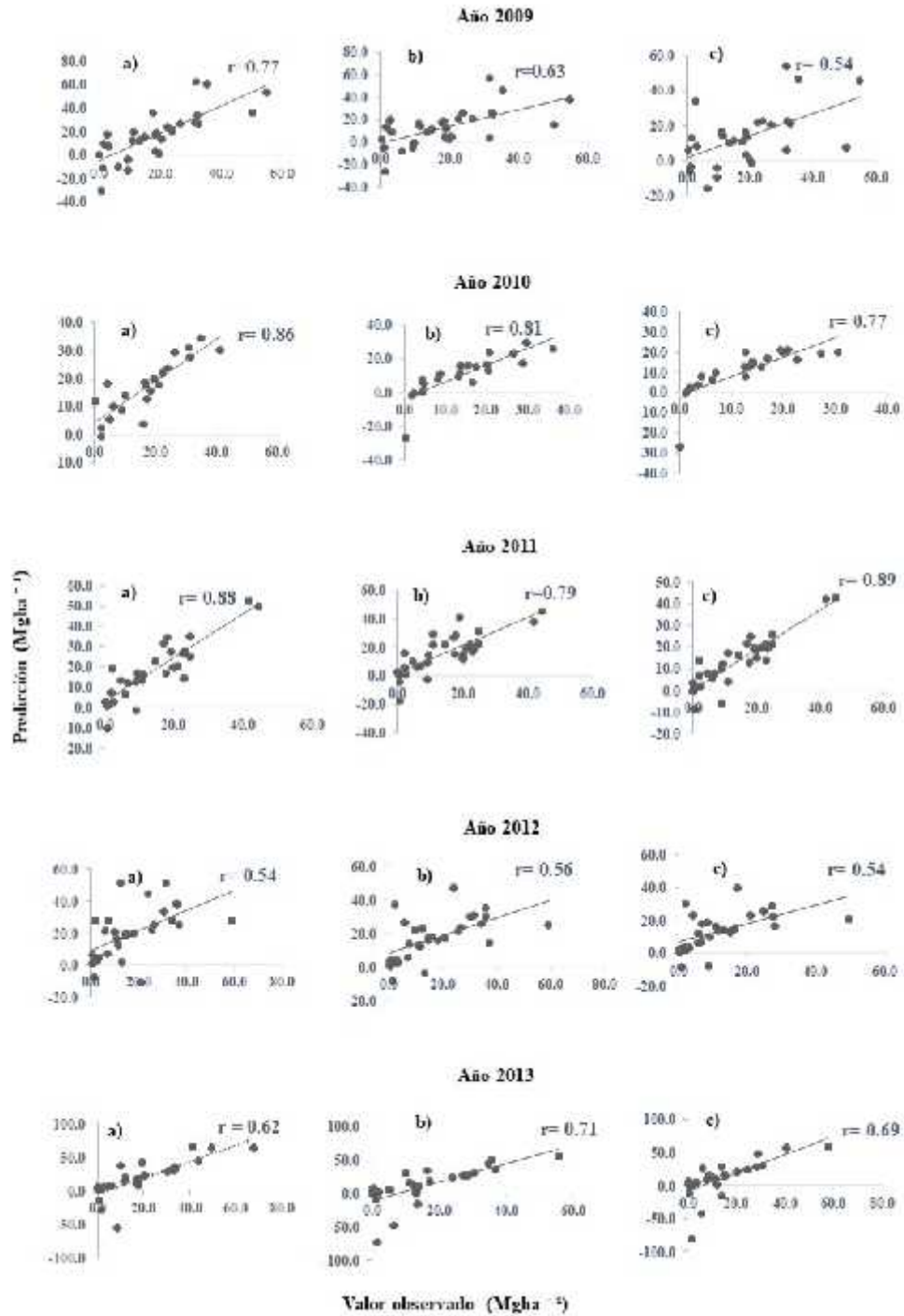


Figura 2.3. Relación entre la carga de combustible estimada en los conglomerados y la obtenida por predicción con el modelo de regresión de mínimos cuadrados parciales con análisis factorial CMP para los modelos: a) existencias reales, b) biomasa aérea; y c) especies de coníferas.

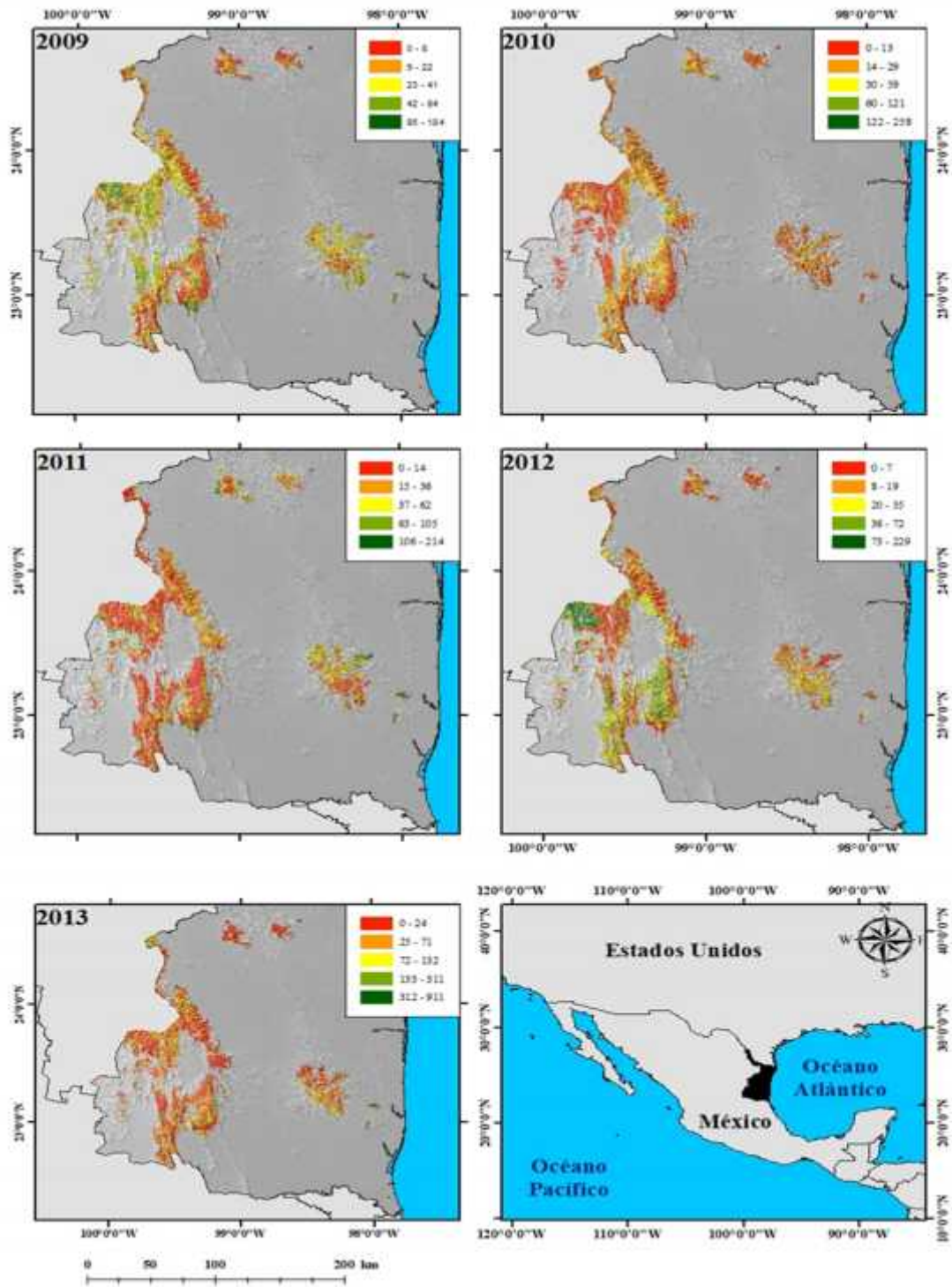


Figura 2.4. Predicción carga de la combustible promedio en el ecosistema de bosque templado, para los años 2009, 2010, 2011, 2012 y 2013, obtenidos en Tamaulipas, México.

Los valores de carga de combustible estimados fueron estadísticamente similares a los predichos con los CMP, con la excepción de existencias reales del 2011, que mostró diferencias entre los valores observados y los esperados (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Análisis de los resultados de validación del 25% de los conglomerados en los tres modelos de predicción por año.

Año	Modelo	Datos	$\bar{X}$	s	Dif. $\bar{X}$	t valor	g.l.	P
2009	Existencia reales	Observado	20.27	17.00	3.14	0.45	7	0.67
		Predicción	17.13	30.27				
	Biomasa aérea	Observado	20.27	17.00	11.15	1.63	7	0.15
		Predicción	9.12	23.99				
	Especies de coníferas	Observado	20.27	17.00	10.30	1.56	7	0.16
		Predicción	9.97	19.27				
2010	Existencias reales	Observado	20.21	7.90	2.37	1.55	8	0.16
		Predicción	17.83	8.69				
	Biomasa aérea	Observado	17.26	7.66	2.44	1.83	8	0.11
		Predicción	14.82	7.71				
	Especies de coníferas	Observado	15.18	5.56	1.13	1.08	8	0.31
		Predicción	14.06	4.50				
2011	Existencias reales	Observado	17.70	13.63	-11.31	-5.90	6	0.001
		Predicción	29.01	13.80				
	Biomasa aérea	Observado	18.31	13.70	-5.66	-1.48	6	0.19
		Predicción	23.97	12.45				
	Especies de coníferas	Observado	18.31	13.70	-2.49	-1.20	6	0.27
		Predicción	20.80	11.02				
2012	Existencias reales	Observado	17.89	11.01	-8.93	-1.15	7	0.29
		Predicción	26.82	19.68				
	Biomasa aérea	Observado	17.89	11.01	-4.43	-0.92	7	0.39
		Predicción	22.32	8.25				
	Especies de coníferas	Observado	13.03	8.35	-5.88	-1.62	7	0.15
		Predicción	18.91	6.12				
2013	Existencias reales	Observado	13.07	17.01	-1.13	-0.26	6	0.81
		Predicción	14.20	26.45				
	Biomasa aérea	Observado	11.60	14.81	-0.65	-0.24	6	0.82
		Predicción	12.24	20.31				
		Observado	9.57	12.98	-0.86	-0.24	6	0.82
		Predicción						

Especies de coníferas	Predicción	10.43	20.42
--------------------------	------------	-------	-------

$\bar{x}$ =promedio, s =desviación estándar, **Dif. $\bar{x}$** =diferencia del promedio, **g.l.**=grados de libertad y **P**=probabilidad.

3.1. Validación de los modelos.

Los valores observados de la carga de combustible fueron estadísticamente similares a los predichos con los CMP, a excepción de modelo 1 del 2011, que mostró diferencias entre lo observado y estimado (Tabla 2.5).

Tabla 2.5. Resultados de la validación para el 25 % de los conglomerados en los tres modelos de predicción por año.

Modelos 2009	$\bar{x}$	s	Dif. $\bar{x}$	t	g.l.	p
Existencias reales	20.27	17.00	3.14	0.45	7.00	0.67
Predicción 1	17.13	30.27				
Biomasa aérea	20.27	17.00	11.15	1.63	7	0.15
Predicción 2	9.12	23.99				
Ecuaciones de coníferas	20.27	17.00	10.30	1.56	7	0.16
Predicción 3	9.97	19.27				
Modelos 2010	$\bar{x}$	s	Dif. $\bar{x}$	t	g.l.	p
Existencias reales	20.21	7.90	2.37	1.55	8	0.16
Predicción 1	17.83	8.69				
Biomasa aérea	17.26	7.66	2.44	1.83	8	0.11
Predicción 2	14.82	7.71				
Ecuaciones de coníferas	15.18	5.56	1.13	1.08	8	0.31

Predicción 3	14.06	4.50				
Modelos 2011	$\bar{x}$	s	Dif. $\bar{x}$	t	g.l.	p
Existencias reales	17.70	13.63				
Predicción 1	29.01	13.80	-11.31	-5.90	6	0.001
Biomasa aérea	18.31	13.70				
Predicción 2	23.97	12.45	-5.66	-1.48	6	0.19
Ecuaciones de coníferas	18.31	13.70	-2.49	-1.20	6	0.27
Predicción 3	20.80	11.02				
Modelos 2012	$\bar{x}$	s	Dif. $\bar{x}$	t	g.l.	p
Existencias reales	17.89	11.01				
Predicción 1	26.82	19.68	-8.93	-1.15	7	0.29
Biomasa aérea	17.89	11.01				
Predicción 2	22.32	8.25	-4.43	-0.92	7	0.39
Ecuaciones de coníferas	13.03	8.35	-5.88	-1.62	7	0.15
Predicción 3	18.91	6.12				
Modelos 2013	$\bar{x}$	s	Dif. $\bar{x}$	t	g.l.	p
Existencias reales	13.07	17.01				
Predicción 1	14.20	26.45	-1.13	-0.26	6	0.81
Biomasa aérea	11.60	14.81				
Predicción 2	12.24	20.31	-0.65	-0.24	6	0.82
Ecuaciones de coníferas	9.57	12.98	-0.86	-0.24	6	0.82
Predicción 3	10.43	20.42				

$\bar{X}$ =promedio, s =desviación estándar, **Dif.** $\bar{X}$ =diferencia del promedio, **g.l.**=grados de libertad y **P**=probabilidad.

2.5.4 Aportación de los géneros y de las especies.

Las categorías de carga de combustible presentaron una estructura vegetal estadísticamente diferente (PERMANOVA, $F=6.48$, $P > 0.0001$). Las diferencias se presentaron entre las tres categorías de carga de combustible, alto y medio ($F=2.9$, $P=0.0001$), alto y bajo ($F=8.5$, $P>0.02$), medio y alto ($F=2.9$, $P=0.02$), así como entre bajo y medio ($F=5.6$, $P=0.007$). El género *Quercus* aportó las mayores diferencias entre las tres categorías. La frecuencia de individuos del género fue la más alta en la categoría de riesgo alto, seguida de la categoría de riesgo medio. Mientras que, la menor frecuencia de individuos se registró en la categoría de riesgo bajo (Tabla 2.6). Las especies del género *Pinus* aportaron la segunda mayor variación entre las tres categorías de carga de combustible. El análisis de contribución de las 31 especies del género *Quercus* fue similar entre los intervalos de riesgo ($F=0.88$ y $P=0.70$).

Tabla 2.6. Contribución de los géneros en la carga de combustible y riesgo en incendios.

Género	Contribución (%)	Acumulativo (%)	Riesgo de incendios forestales		
			Alto	Medio	Bajo
			($23.1 \geq$ Mgha ⁻¹)	(13.1 a 23 Mgha ⁻¹)	(0 a 13 Mgha ⁻¹)
<i>Quercus</i>	68.7	68.7	66.7	57.2	31.1
<i>Pinus</i>	17	85.7	11.9	2.8	3.1
<i>Arbutus</i>	6.2	91.9	3.6	3.1	1.8
<i>Juniperus</i>	3.5	95.4	3.8	2	0.6
<i>Liquidambar</i>	2.6	98	1.7	0.9	0.1
<i>Cedrela</i>	0.5	98.5	0.2	0.1	0.1
<i>Carpinus</i>	0.5	99.1	0.3	0	0.1

<i>Cupressus</i>	0.4	99.4	0.1	0	0.1
<i>Conestegia</i>	0.2	99.7	0.1	0	0
<i>Cercocarpus</i>	0.2	99.9	0	0	0.2
<i>Randia</i>	0.1	100	0	0	0.1
<i>Sargentia</i>	0	100	0	0	0

2.5.5 Variación de la carga de combustible por riesgo de incendio forestal.

El porcentaje de superficie por categoría de riesgo varió entre los años, y la carga de combustible para incendios de riesgo medio y bajo fue más frecuente en los bosques de encino (BE) y pino-encino (BPE) en el 2009. Las nubes se presentaron con más frecuencia en bosques de pino (BP) y bosque mesófilo de montaña (BMM), en el 2011 y 2013. Una categoría alta de carga de combustible se presentó en bosque de encino-pino (BEP) y bosque de táscate en el 2010 y 2012. Lo anterior, no asoció un año concreto, a un tipo de bosque o a una categoría de carga de combustible (Figura 2.5)

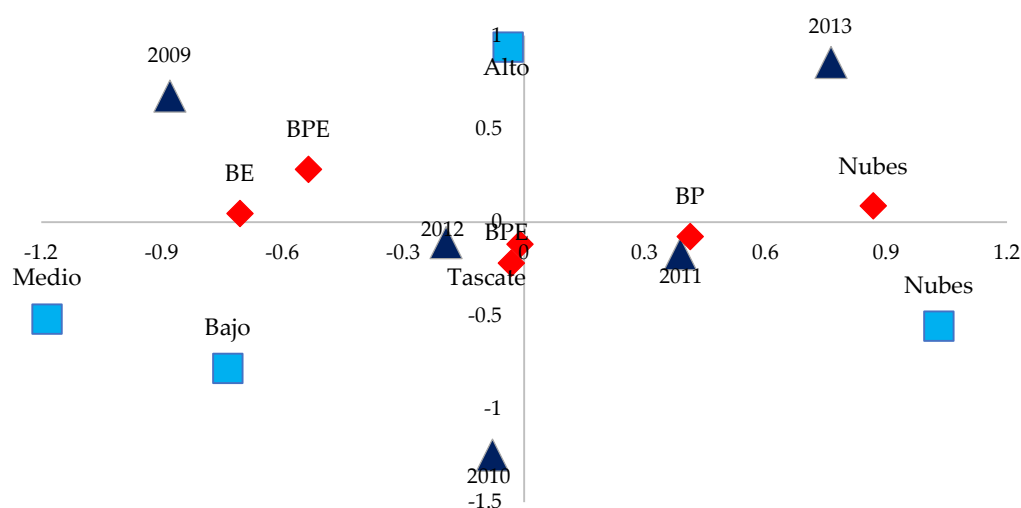


Figura 2.5. Asociación de las tres categorías de carga de combustible y nubes (cuadrados azules), tipo de bosque templado (diamantes rojos) y año (triángulos azules marinos).

2.6. Discusión.

En el estudio se estimó la carga de combustible utilizando datos del inventario forestal estatal y de suelo 2009 a 2014 a través de ecuaciones alométricas, volumen y para bosques templados reportadas en la literatura agrupadas en tres diferentes modelos (Tabla 1). El modelo 1, existencias reales, no pudo predecir la carga de combustible en el 2011, y tendió a generar valores más altos, mientras que, el modelo 3 especies de coníferas predijo la carga de combustible en todos los años, pero tendieron a estimar valores más bajos. En contraste, el modelo 2, biomas aéreos o por especies, predijo en todos los años y estimó valores intermedios. El modelo de existencias reales sobreestimó la carga de combustible, mientras que el modelo de especies de coníferas la subestimó. Mientras, el modelo 2 evitó sobreestimar o subestimar la carga de combustible en los bosques templados. El modelo de biomasa sobre el suelo incluía ecuaciones de especies para los bosques templados, facilitó la estimación de la carga de combustible (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Rojas-García *et al.*, 2015; Soriano-Luna *et al.*, 2015). Los valores obtenidos en este estudio fueron similares a los reportados por otros autores en los ecosistemas de bosque templado (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, 2009; Soriano-Luna *et al.*, 2015; Reyes-Cárdenas *et al.*, 2019), los cuales variaron de 0.54 Mgha^{-1} a 157.01 Mgha^{-1} , por conglomerados y por especie en el bosque de *pinus*, *Quercus* y en el bosque mesófilo de montaña.

Los valores de carga de combustible observado y obtenidos con los modelos no presentaron diferencia estadística significativa. Sin embargo, se pudo observar diferencias entre la predicción realizada con los modelos 1 y 3, por lo cual se propone al modelo 2 para predecir la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas, ya que presentan un valor intermedio entre los dos modelos 1 y 3. El modelo 1 subestima la carga de combustible, mientras que el modelo 3 sobre estima la carga de combustible. El modelo 2 evita sobreestimar o subestimar la carga de combustible en bosque templados. El modelo 2 involucra ecuaciones por especies para bosques templados, esto facilita estimar la carga de combustible (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Rojas-García *et al.*, 2015; Soriano-Luna *et al.*, 2015). Si bien, los modelos permitieron predecir la carga de combustible dentro del ecosistema de los bosques templados en Tamaulipas, es recomendable realizar mediciones

para contrastar los resultados obtenidos en esta investigación. Las variables utilizadas contribuyeron a predecir la carga de combustible están relacionados con la productividad primaria, como el EVI. Los índices de vegetación reflejan la variación espacio-temporal de la productividad primaria (Cabello *et al.*, 2012; Didan, 2015; Reyes-Díez *et al.*, 2015) y son mejores predictores que las variables que permanecen constantes en prolongados periodos de tiempo como la topografía (Beaudoin *et al.*, 2014). Los índices de vegetación representan el medio para reducir los costos económicos y logísticos en la evaluación de los recursos de la superficie, son útiles en la caracterización de pastizales (Mundava *et al.*, 2014; Kong *et al.*, 2018); desarrollo fenológico de los cultivos y bosques (Casiano y Paz, 2014; Testa *et al.*, 2018), estimación de biomasa, captura de carbono (Pflugmacher *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014; García *et al.*, 2017) y seguimiento de incendios y recuperación de áreas incendiadas (Duguy *et al.*, 2012; Tonbul *et al.*, 2016; García *et al.*, 2017; Torres *et al.*, 2018). En los bosques templados de Tamaulipas, contribuyó a predecir la carga de combustible, identificando los sitios con mayor carga de combustible, la cual se localizó en las áreas de mayor elevación de la Sierra Madre Oriental y en la parte este de la zona de estudio, áreas que presenta la mayor humedad proveniente del Golfo de México. Los meses de mayor humedad están relacionados con el mayor periodo fotosintético de la vegetación y la mayor acumulación de material combustible; características que coinciden con la temporada de incendios forestales en México (CONAFOR, 2010). Sin embargo, los valores del EVI pueden variar conforme la estación del año y el tipo de vegetación (Chuvieco, 2000), por lo que los valores de EVI deben ser considerados en las diferentes estaciones del año para generar futuros modelos de combustible. Además, las nubes pueden reducir la capacidad de predecir el combustible debido a su alto grado de reflectancia. Las superficies cubiertas por nubes presentaron variaciones temporales, en el 2011 y 2013 fueron más frecuentes en bosque mesófilo y bosque de pino, lo que puede reducir la capacidad para estimar la carga de combustible. Sin embargo, los meses con mayor nubosidad en una zona puede ser utilizada como una variable para predecir la carga de combustible debido a que es un indicador de humedad y de productividad primaria.

Las variaciones espaciales y temporales de la carga de combustible forestal son necesarias para planificar estrategias de gestión forestal, así como para modelizar y predecir el comportamiento de los incendios (Chuvieco *et al.*, 2003; Duff *et al.*, 2012). En el presente

estudio, la carga de combustible se clasificó en tres categorías de riesgo para la ocurrencia de incendios forestales, además puede ser utilizada para programas de captura de carbono entre otras utilidades. La carga de combustible y sus características son utilizadas como variables en los modelos de predicción de incendios forestales (Vega-García *et al.*, 2010; Fares *et al.*, 2017; Vega- Nieva *et al.*, 2018), debido a que presentan información del cambio, estructura y características de vegetación en períodos de tiempo muy cortos. La carga de combustible, como lo reportado en el presente estudio, puede ser incorporada en el sistema de alerta temprana de incendios forestales del país, debido a que aporta mejor información que los puntos de calor que involucra el sistema actual, el punto de calor se detecta después de ocurrir un incendio forestal (CONABIO, 2018). La carga de combustible y sus características también puede ser incorporada a los sistemas de prevención de incendios forestales, como los sistemas de Canadá (Canadá, 2021) y Estados Unidos (Matt y Larry, 2021). La carga de combustible pudiera ser considerada para el actual Sistema de Predicción de Peligro de Incendios Forestales para México, ya que este sistema involucra la variable combustible seco, (Vega-Nieva *et al.*, 2018) y la carga de combustible aportaría información acerca de la intensidad del incendio forestal.

La carga de combustible predicha fue similar en los años evaluados, en el 2009 y 2011 fueron estadísticamente iguales con promedios de 26.75 Mgha^{-1} y 26.05 Mgha^{-1} , respectivamente. El año 2013 presento una mayor concentración de combustible con 40.50 Mgha^{-1} . Los resultados pueden estar asociado a las características climatológicas (sequías, huracanes, lluvias, heladas) registradas en los años evaluados, parámetros que deben ser incluidos en los modelos de predicción. Los resultados obtenidos del presente estudio pueden utilizarse para la predicción de las áreas de mayor riesgo de incendios, ya que en las áreas con alta carga de combustible tienden a presentar incendios de mayor intensidad (Xelhuantzi *et al.*, 2011). Los bosques templados de Tamaulipas pueden presentar incendios de gran magnitud, ya que rebasan los 23 Mgha^{-1} (Scott y Burgan, 2005), cantidad necesaria para generar incendios superficiales hasta de copa (Scott y Burgan, 2005). La carga de combustible de plantas superiores influye en la generación de combustibles de hojarasca y corteza. Sin embargo, es recomendable evaluar la carga de combustible por tipo y estrato en los bosques templados, lo que permitirá evaluar la evolución, dirección e intensidad de los incendios que se generan en ecosistemas forestales.

En el presente estudio la carga de combustible estuvo relacionada con la estructura de la vegetación. Las especies del género *Quercus* aportaron la mayor variación a la carga de combustible, seguidos de los bosques de encino pino y pino encino. Las especies del género *Quercus* se caracterizan por tener hojas deciduas, agrupadas en ramillas, los árboles llegan a medir hasta 20 m de altura (Pérez Mojica y Valencia, 2017), se tienden a asociar con distintas especies de matorrales y herbáceas en el sotobosque, además de numerosos grupos de epifitas y musgos (CONABIO, 2019). Las especies del género *Quercus* presentan una amplia plasticidad en cuanto a la disposición de los recursos, permitiéndole la adaptación a una amplia gama de entornos, que contribuyen a su gran abundancia y diversidad (Cavender-Bares, 2019; Thyroff *et al.*, 2019). Tamaulipas es uno de los estados que presenta mayor riqueza de especies del género *Quercus*, con el 30% de las especies reportada a nivel nacional (García Morales *et al.*, 2014). Sin embargo, es necesario utilizar otros modelos que incluyan matorrales y los estratos herbáceos. Los matorrales y el sotobosque de 0.5 a 2 m de altura en los bosques de coníferas produce una cantidad de combustible de 10 a 15 t/ha (modelo 7, de Rothermel) (Rothermel, 1972). La contribución del género *Quercus* en la carga de combustible en esta investigación, podría estar relacionada con el alto grado de asociación con otras especies, a sus funciones ecológicas como es la capacidad de retención de agua y formar parte del hábitat de otras especies vegetales (Balb *et al.*, 2019).

El género *Quercus* presentó la mayor contribución a la carga de combustible, por lo que en los bosques templados de Tamaulipas se deben planificar las operaciones de manejo y gestión de combustible orientadas a este género. En estos ecosistemas, las especies del género *Quercus* coexisten con especies endémicas de protección especial como (*Brahea berlandieri*, *Brehea moori* y *Tilia mexicana*), y especies amenazadas (*Beucarnea recurvata*, *Abies vejori* y *Carpinus caroliniana*) que están enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, y que pueden ser afectadas en caso de incendios forestales CONAFOR y SEMARNAT (2010). La predicción de la carga de combustible y las especie que más contribuyen a este parámetro pueden ser tema de otros estudios, como evaluar la salud del ecosistema, monitorear a los incendios, la creación del inventario de carbono, la priorización de áreas para la reducción de combustible e implementación de programas de manejo forestal.

2.7. Conclusiones.

El estudio demostró la utilidad del índice de vegetación mejorado (EVI) para predecir la variación en la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas, por lo tanto, no se rechaza la hipótesis planteada en esta investigación. El modelo de ecuaciones por especies, permitió la mejor predicción de carga de combustible. Los bosques templados de Tamaulipas presentan cargas de combustible $\leq$ a 23 Mgha⁻¹, esta carga es capaz de provocar los diferentes tipos de incendios hasta los de gran intensidad o de copa. La mayor concentración de carga de combustible se distribuyó en las zonas de mayor productividad y elevación, ubicadas al este del ecosistema de bosque templado, un área que recibe la humedad proveniente del Golfo de México, que presenta la mayor ocurrencia de incendios forestales en el estado. Los bosques de pino, de pino encino y los bosques de encino aportaron la mayor concentración de carga de combustible. El género *Quercus* contribuyó significativamente en la carga de combustible. Los resultados de este estudio pueden ser considerados como una herramienta en el manejo de los ecosistemas forestales y para la prevención de incendios forestales, además, se pueden considerar como una base para investigación futura en este tema.

2.8. Literatura citada.

- Alanis-Morales, H., Návar, J., y Domínguez, P. (2000). The effect of prescribed burning on surface runoff in pine forest stand of Chihuahua, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 137(1-3), 199-207.
- Amat, R. J. (2016). Prueba de los rangos con signos de Wilcoxon alternativa no paramétrica al t- test de medias dependientes, en: https://github.com/JoaquinAmatRodrigo/Estadistica-con-R/blob/master/PDF_format/18_Prueba_de_los_rangos_con_signo_de_Wilcoxon__comparar_medianas__alternativa_no_param__trica_a_t-test_dependiente.pdf
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 39-90.
- Arroyo, L. A., Pascual, L., y Manzanera, J. A. (2008). Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 26(6), 1239-1252.
- Babl, E., Alexander, H. D., Siegert, C. M., y Willis, J. M. (2019). Could canopy, bark, and leaf litter traits of encroaching non-oak species influence future flammability of upland oak forest? *Forest Ecology and Management*, 458.

- Bautista Rentería-Anima, J., Treviño-Garza, E., Návar-Chaidez, J. D. J., y Aguirre Calderón, O. A. (2005). Caracterización de combustible leñosos en el ejido Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 11(1), 51-56.
- Beaudoin, A., Bernier, P. Y., Guindon, L., Villemaire, P., Guo, X. J., Stinson, G., Hall, R. J. (2014). Mapping attributes of Canada's forests at moderate resolution through kNN and MODIS imagery. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(5), 521-532.
- Bray, J. R., y Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monograph*, 27, 325-349.
- Brown, J. K. (1974). Handbook for inventorying downed woody material. Gen. Tech. Rep. INT-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 24p.
- Brown, S., Schoeder, P., y Birdsey, R. (1997). Aboveground biomass distribution of US eastern hardwood forests and the use of large trees as an indicator of forest development. *Forest Ecology and Management*, 96, 37-47.
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Ferrero, R., y Liras, E. (2012). The role of vegetation and lithology in the spatial and inter-annual response of EVI to climate in drylands of Southeastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 79, 76-83.
- Casiano, M., y Paz, F. (2014). Caracterización fenológica de bosques tropicales caducifolios usando información espectral: experimentos con componentes. *Terra Latinamericana*, 32, 259-271.
- Cavender-Bares, J. (2019). Diversification, adaptation, and community assembly of the American oaks (*Quercus*), a model clade for integrating ecology and evolution. *New Phytologist*, 221(2), 669-692.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal Ecology*, 18, 117-143.
- CONABIO. (2018). Sistema de alerta temprana de incendios, en: <http://incendios.conabio.gob.mx/>.
- CONABIO (2019). Bosques templados. *Biodiversidad mexicana*, en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado>.
- CONAFOR. (2018). Reporte final de resultados de incendios forestales 2018. México: Comisión Nacional Forestal.
- CONAFOR, y SEMARNAT. (2014). Inventario Estatal Forestal y de Suelo -Tamaulipas 2014. México, pp.178.
- CONAFOR. (2010). Guía práctica para comunicadores. Zapopan, Jalisco. México. 3ra Ed. 54pág.
- Cortés, L., Hernández, J., Valencia, D., y Corvalán, P. (2014). Estimation of above-ground forest biomass using Landsat ETM+, Aster GDEM and Lidar. *Forest Restoration*, 117(3), 1-7.

- Chávez, Z. F. (1998). Distribución sobre la distribución de los encinos en México. *Polibotánica*, 8, 47-64.
- Chen, X., Vogelmann, J., Rollins, M., Ohlen, D., Key, C., Yang, L., y Shi, H. (2011). Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in ponderosa pine forest. *International Journal of Remote Sensing*, 32(23), 7905-7927.
- Cheng, Y., Zhang, C., Zhao, X., y Gadow, K. (2018). Biomass-dominant species shape the productivity-diversity relationship in two temperate forests. *Annals of Forest Science*, 75 (4), pp.97.
- Chuvieco, E. (2000). Fundamentos de teledetección espacial. *RIALP*, Madrid, Ed. 2, pp.568
- Chuvieco, E., Riaño, D., Van Wagtenok, J., y Morsdorf, F. (2003). Fuel loads and fuel type mapping wildland fire danger estimation and mapping. The role of remote sensing data. *Remote Sensing*, 4, 119-142.
- Didan, K. (2015). MOD13Q MODIS/Terra vegetation indices 16-day L3 global 250 m SIN Grid V006. from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13Q1.006>
- Domínguez - Cabrera, G., Aguirre Calderón, O. A., Jiménez Pérez, J., Rodríguez - Laguna, R., y Díaz - Balderas, J. A. (2009). Biomasa aérea y factores de expansión de especies arbóreas en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(1), 56-64.
- Duff, T., Bell, T., y York, A. (2012). Predicting continuous variation in forest fuel load using biophysical models: A case study in south-eastern Australia. *International Journal of Wildland Fire*, 22, 318-332.
- Duguy, B., Alloza, J. A., Baeza, M. J., de la Riva, J., Echeverría, M., Ibarra, P., y Vallejo, R. V. (2012). Modelling the ecological vulnerability to forest fire in mediterranean ecosystems using geographic information technologies. *Environmental Management*, 50, 1012-1026.
- Escandón Calderón, J., Jong, B. H. J. D., Ochoa Gaona, S., March Mifsut, I., y Castillo, M. A. (1999). Evaluación de dos métodos para la estimación de biomasa arbórea a través de datos LANDSAT TM en Jusnajib La Laguna, Chiapas, México: estudio de caso. *Investigaciones Geográficas*, 71-84.
- Falkowski, M. J., Gessler, P. E., Morgan, P., Hudak, A. T., y Smith, A. M. (2005). Characterizing and mapping forest fire fuel using ASTER imagery and gradient modeling. *Forest Ecology and Management*, 217(2-3), 129-146.

- Fares, S., Bajocco, S., Salvati, L., Camarretta, N., Dupuy, J.-L., Xanthopoulos, G., y Corona, P. (2017). Characterizing potential wildland fire fuel in live vegetation in the Mediterranean region. *Annals of Forest Science*, 74(1), 1.
- Flores-Garnica, J., y Omi, P. N. (2003). Mapeo de combustibles forestales para simulaciones del comportamiento especial del fuego usando estrategias de geomática. *Agrociencia*, 37, 65-72.
- Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., y Valentini, R. (1995). Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three californian vegetation types. *Ecological Society of America*, 5, 28-41.
- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramirez, C., y Balzter, H. (2017). Extrapolating forest canopy fuel properties in the California rim fire by combining airborne Lidar and Landsat OLI data. *Remote Sensing*, 9, 394.
- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramírez, C., y Balzter, H. (2017). Quantifying biomass consumption and carbon release from the California Rim fire by integrating airborne LiDAR and Landsat OLI data. *Journal of Geophysical Research-Solid Earth*, 122, 340-353.
- García Morales, L. J., Estrada Castellón, A. E., Cantú Ayala, C., Jurado Ybarra, E., y Villarreal Quintanilla, J. (2014) Diversidad y conservación de los encinos (Fagaceae) en el estado de Tamaulipas en Tecnológico Nacional de México, , Biodiversidad Tamaulipeca 1(2)3.
- Gobierno de Tamaulipas, (1985). Periódico Oficial. *Organo del Gobierno Constitucional del Estado Libre y Soberano de Tamaulipas*. Ciudad Victoria, CX(56).
- Goldammer, J. G. (1996). The boreal forest, fire, and global climate system: Achievements and needs in joint East-West boreal fire research and policy development. *Combustion, Explosion and Shock Waves*, 32, 544-557.
- Granados-Sánchez, D., López-Ríos, G. F., y Hernández-García, M. A. (2007). Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 13, 67-83.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., y Ryan, D. (2001). Paleontological statistics Software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica*, 4 (1), 1-9.
- Huang, X., Liu, J., Zhu, W., Atzberger, C., y Liu, Q. (2019). The optimal threshold and vegetation index time series for retrieving crop phenology based on a modified dynamic threshold method. *Remote Sensing*, 11(23), 2725.
- Huete, A. R., Didan, K., y Leeuwen, W. V., Jacobson, A., Solano, -r., Laing, T. D. (1999). MODIS Vegetation index (MOD 13) algorithm theoretical basis document, en: University of Arizona, Ed, Version 3.1. Principal Investigator, ID: 125371817.

- INEGI. (2000). *Conjunto de datos vectoriales*. Climas (unidades climáticas). Continuo nacional. Escala: 1:1, 000, 000.
- Kong, B., Huan, Y., Rongxiang, D., y Wang, Q. (2018). Quantitative estimation of biomass of alpine grasslands using hyperspectral remote sensing. *Rangeland Ecology and Management*, 1-11.
- Kormos, C. F., Mittermeier, R. A., Jaeger, T., y Mackey, B. (2016). *A Geograpy of hope: Saving the last primary forests (CEMEX Nature Series)*: Conservation International, pp. 283
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, O., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M., y Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23, 39-51.
- Magalhães, T. M. (2017). Site-specific height-diameter and stem volume equation for Lebombo-ironwood. *Annals of Forest Reserch*, 60(2), 297-312.
- Magalhães, T. M., y Mate, R. S. (2018). Least squares-based biomass conversion and expansion factors best estimate biomass than ratio-based ones: Statistical evidences based on tropical timber species. *MethodsX*, 5, 30 - 38.
- Martínez Angel, L., De los Santos Posadas, H. M., Fierros González, A. M., Fierros Mateo, R., Pérez Miranda, R., Hernández Ramos, A., y Hernández Ramos, J. (2018). Factores de expansión y sistema de partición de biomasa aérea para *Pinus chiapensis* (Martínez) Andresen. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10, 107-132.
- Matsushita, B., Yang, W., Chen, J., Onda, Y., y Qiu, G. (2007). Sensitivity of the enhanced vegetation index (EVI) and normalized difference vegetation index (NDVI) to topographic effects: A case study in high-density cypress forest. *Sensors*, 7(11), 2636-2651.
- Mundava, C., Helmholtz, P., Antonius, G. T. S., Corner, R., McAtee, B., y Lamb, D. W. (2014). Evaluation of vegetation indices for rangeland biomass estimation in the Kimberley area of western Australia. *ISPRS Annalis of thr Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Tomo II (7)*, 47-53.
- Myoung, B., Kim, S. H., Nghiem, S. V., Jia, S., Whitney, K., y Kafatos, M. C. (2018). Estimating live fuel moisture from MODIS satellite data for wildfire danger assessment in Southern California USA. *Remore Sensing*, 10(1), 87.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, F. (2015). Evaluación de los recursos forestales mundiales. from <http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf>
- Pérez Mojica, E., y Valencia-A, S. (2017). Estudio preliminar del género *Quercus* (Fagacea) en Tamaulipas, México. *Acta botánica mexicana*, 120, 59-111.

- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J., Tucker, C. J., y Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20(9), 503-510.
- Pflugmacher, D., Cohen, W. B., Kennedy, R. E., y Yang, Z. (2013). Using Landsat-derived disturbance and recovery history and lidar to map forest biomass dynamics. *Remote Sensing Environment*, 151, 124-137.
- Picard, N., Herry, M., Mortier, F., Trotta, C., y Saint-Andrés, L. (2012). Using Bayesian model averaging to predict tree aboveground biomass. *Forest Science*, 58 (1), 15-23.
- Reyes-Cárdenas, O., Treviño-Garza, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Cuéllar-Rodríguez, L., Flores-Garnica, J., y Cárdenas-Tristán, A. (2019). Modelización de biomasa forestal aérea mediante técnicas determinísticas y estocásticas. *Maderas y Bosques*, 25 (1) e2511622.
- Reyes-Díez, A., Alcaraz-Segura, D., y Cabello-Piñar, J. (2015). Implicaciones del filtrado de calidad del índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista de Teledetección*, 43, 11-29.
- Reyes, P., y Burdett, E. (2019). Evolución de la cobertura forestal en los alcornocales próximos al estrecho de Gibraltar a través del índice de vegetación EVI. *Ecosistema*, 28(3), 73-80.
- Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Palacios, A., y Bastarrika, A. (2002). Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 1301-1315.
- Rodríguez-Laguna, R., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., y Jurado-Ibarra, E. (2007). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en especies de encino y pino en Iturbide, N. L. *Revista Ciencias Forestales en México*, 32 (101), 39-52.
- Rodríguez-Trejo, D. A., Tchikoué, H., Cántora-González, C., Contreras-Aguado, R., y de la Rosa-Vázquez, A. (2011). Modelaje del peligro de incendios forestales en las zonas afectadas por el huracán Dean. *Agrociencia*, 45, 593-608.
- Rojas-García, F., de Jong, B. H. J., Martínez-Zurimendi, P., y Paz-Pellat, F. (2015). Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, 72 (6), 835-864.
- Roldán, P., y Poveda, G. (2006). Variabilidad espacio-temporal de los índices NDVI y EVI. Aplicación a cinco regiones colombianas *Meteorología Colombiana*, 10, 47-59.
- Rubio Hurtado, M. J., y Berlanga Silvente, V. (2012). Cómo aplicar las pruebas paramétricas bivariadas t de Student y ANOVA en SPSS. Caso práctico. *REIRE, Revista d'Innovación i Recerca en Educació*, 5 (2), 83-100.

- Rzedowski, J. (2006). La vegetación de México. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México*, ed.1, pp.504
- Sánchez, C. J. y Zerecero, L. G. (1983). Método práctico para calcular la cantidad de combustible leñoso y hojarasca. México. Nota Divulgativa, 9.
- Santini, N. S., Adame, M. F., Nolan, R. H., Mielajaregui, Y., Piñero, D., Mastretta-Yanes, A., y Eamus, D. (2019). Storage of organic carbon in the soils of Mexican temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 446, 115-125.
- Scott, J. H. y Burgan, R. E. (2005). Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. General technical report RMRS-GTR-153 Fort Collins, CO: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp.72.
- SEMARNAT. (2012). Anuario estadístico de la Producción Nacional Forestal 2012. Dirección de Gestión Forestal y de Suelo. México, D. F.
- SEMARNAT, CONAFOR. (2015). Inventario estatal forestal y de suelos - Tamaulipas. México: *Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional Forestal*, México, pp.183.
- Silva-Arredondo, F. M., y Návar-Cháidez, J. d. J. (2009). Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2), 155-169.
- Soriano-Luna, M. d. I. A., Ángeles-Pérez, G., Martínez-Trinidad, T., Plascencia-Escalante, F. O., y Razo-Zárate, R. (2015). Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 49 (4), 423-438.
- Testa, S., Soundaani, K., Boschetti, L., y Borgogno, M. E. (2018). MODIS-derived EVI, NDVI and WDRVI time series to estimate phenological metric in French deciduous forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 64, 132-144.
- Thyoff, E., Burney, O., Mickelbart, M., y Jacobs, D. (2019). Unraveling Shade Tolerance and Plasticity of Semi-Evergreen Oaks: Insights From Maritime Forest Live Oak Restoration. *Frontiers in Plant Science*, 10, 1526.
- Tonbul, H., Kavzoglu, T., y Kaya, S. (2016). Assessment of fire severity and post-fire regeneration based on topographical features using multitemporal Landsat imagery: A case study in Mersin, Turkey. *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLI-B8, 763-769.

- Torres, P. T. F., Romeiro, N. M. J., Santos, A. C. A., Neto, O. R. R., Lima, S. G., y Zanuncio, J. C. (2018). Fire danger index efficiency as a function of fuel moisture and fire behavior. *Science of the Total Environment*, 631-632, 1304-1310.
- Vega- Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Nava-Miranda, M. G., Calleros-Flores, E., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Preisler, H. K. (2018). Developing models to predict the number of fire hotspots from an accumulated fuel dryness index by vegetation type and region in Mexico. *Forest*, 9, 190.
- Vega-García, D., Tatay, J., Blanco, R., y Chuvieco, E. (2010). Evaluation of the Influence of Local Fuel Homogeneity on Fire Hazard through Landsat-5 TM Texture Measures. *Photogrammetric Engineering and -remote Sensing*, 76, 853-864.
- Wold, S. (1978). Cross-validatory estimation of the number of components in factor and principal components models. *Technometrics*, 20 (4).
- Wold, S., Sjöström, S., y Eriksson, L. (2001). PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and intelilent laboratory systems*, 58, 109-130.
- Xelhuantzi -carmona, J., Flores Garnica, J. G, Y Chávez Durán, A. A. (2011). Análisis comparativo de carga de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(3), 37-52.
- Zhang, G., Ganguly, S., Nemani, R., White, M., Milesi, C., Hashimoto, H., Myneni, R. (2014). Estimation of forest aboveground biomass in California using canopy height and leaf area index estimated from satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 151, 44-56.

Capítulo III. Modelo de predicción del período de retorno del fuego en los ecosistemas forestales del estado de Tamaulipas.

Resumen

Los incendios forestales, fenómenos recurrentes, que en el último siglo aumentaron su periodicidad comprometiendo la continuidad de los ecosistemas forestales. Por lo tanto, es necesario evaluar la frecuencia y tiempo en que se presentan en bosques templados. Los modelos de predicción forestales son herramientas para predecir la recurrencia y el tiempo en el que se podría volver a registrar un incendio. En el presente estudio se estimó el número de incendios y el período de recurrencia de incendios que se pueden presentar en las zonas forestales del estado de Tamaulipas. Para determinar lo anterior, se utilizarán los incendios forestales registrados del 2001 a 2018 por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Los incendios se clasificaron por años, frecuencia en un área de 3,975,182.5 ha, tipos de ecosistemas y tipo de vegetación. El modelo de predicción del período de retorno del fuego se realizó con las cadenas de Markov. Los ecosistemas forestales de Tamaulipas pueden llegar a presentar tres incendios consecutivos, la mayor probabilidad es la de permanecer sin incendio, el tiempo de retorno de incendios osciló entre 10 a 16 años para que retorne un incendio y de 40 a 200 años para que retorne dos y tres incendios consecutivos. Los ecosistemas forestales de Tamaulipas pueden permanecer hasta 16 años consecutivos sin incendios, período en que se almacena carga de combustible que puede derivar en incendios que comprometan la persistencia de este tipo de vegetación. Los resultados presentados pueden ser incluidos en los programas de manejo de fuego, específicamente para la reducción del material combustible.

Palabras claves: Recurrencia, cadena de Markov; modelo de predicción; período de retorno.

Abstract

Forest fires are recurrent phenomena that have increased in frequency over the last century, compromising the continuity of forest ecosystems. Therefore, it is necessary to evaluate the frequency and time in which they occur in temperate forests. Forest prediction models are tools for predicting the recurrence and the time in which a fire could occur again. In the present study, the number of fires and the period of fire recurrence that can occur in the forest areas of the state of Tamaulipas were estimated. To determine the above, forest fires recorded from 2001 to 2018 by the National Forestry Commission (CONAFOR) will be used. Fires were classified by years, frequency in an area of 3,975,182.5 ha, ecosystem types and vegetation type. The fire return period prediction model was performed with Markov chains. The forest ecosystems of Tamaulipas can have three consecutive fires, the highest probability is to remain without fire, the fire return time ranged from 10 to 16 years for one fire to return and from 40 to 200 years for two and three consecutive fires to return. The forest ecosystems of Tamaulipas can remain up to 16 consecutive years without fire, a period in which fuel load is stored that can lead to fires that compromise the persistence of this type of vegetation. The results presented can be included in fire management programs, specifically for the reduction of combustible material.

Key words: Recurrence; Markov chain; prediction model; return period.

3.1. Introducción.

El período de recurrencia de incendios es un parámetro esencial para evaluar los cambios espacio-temporales y determinar la vulnerabilidad de la vegetación (Kennedy *et al.*, 2007). Los incendios son fenómenos naturales recurrentes, que en el último siglo al aumentar su periodicidad e intensidad comprometen la capacidad de los ecosistemas para recuperarse del fuego y pone en riesgo la eficacia de los sistemas de predicción y vigilancia (Ferreira-Leite *et al.*, 2016). La recurrencia de los incendios aumenta en los ecosistemas donde la carga de combustible es mayor. A nivel mundial, los bosques pierden en promedio 34 millones de ha al año por la alta incidencia de incendios (Xelhuantzi *et al.*, 2011; Etherington y Curran, 2017). La frecuencia de incendios es precursora de disturbio en los ecosistemas forestales (Eugenio y Lloret, 2004.; Payette *et al.*, 2021), y tiene consecuencias en la distribución, composición y estructura de los ecosistemas. Así mismo, genera graves impactos ecológicos y sociales, degradan los servicios ecosistémicos, alteran el hábitat de otras especies, además de pérdidas económicas y humanas (Bowman *et al.*, 2009; Turner, 2010). La ocurrencia de incendios está determinada por condiciones ambientales y socioeconómicas (Yang *et al.*, 2007), por la variación del régimen de incendios, por el cambio del uso del terreno, por las sequías prolongadas, por las políticas de supresión, por las características estructurales del bosque y por la productividad primaria (Pausas y Ribeiro, 2013). La detección temprana de los incendios permite reducir los tiempos de respuesta y el costo de operación en el control del fuego. Tal es el caso del sistema “Rating of Forest Fire Danger Prediction” (RAFIFA) que tiene una eficacia de 98 % en la predicción de peligro de incendios a corto plazo (Wang *et al.*, 2018). Por tal motivo, es necesario la evaluación distintas técnicas, como es el caso de los modelos de predicción del período del retorno del fuego parámetro esencial, para establecer programas de manejo para reducción de combustible, y con ello minimizar el impacto de los incendios.

El tiempo de recurrencia de los incendios es variable entre ecosistemas. Por ejemplo, en los bosques de Canadá, varió entre los 100 a 125 años a mediados del siglo XIX y XX, (Bergeron *et al.*, 2001). En el noreste de México, se presentó una sincronía de incendios como resultado del factor climático, con periodo de recurrencia de 68 años, (Yecom Kent *et al.*, 2017). En el estado de Tamaulipas, 879 incendios forestales se presentaron en las últimas

tres décadas, afectando principalmente a los bosques templados (CONAFOR, 2018). Los bosques templados de Tamaulipas ocupan 524 mil ha, estos se encuentran dentro de dos “hotspot” del territorio (bosques Madrenses de pino-encino y Mesoamérica), que son regiones caracterizadas por su alto endemismo de plantas que sobreviven en 30 % o menos en su distribución nativa (Santillán, 2020).

El 27 % de la superficie boscosa del estado de Tamaulipas fue decretada como reserva de la biosfera, la cual se localiza en el Área Natural Protegida estatal “El Cielo”. En esta se representa el 28 % de especies de coníferas y latifoliadas (SEMARNAT, 2012), y 30 % de encinos (*Quercus*) reportados en México (García Morales *et al.*, 2014). Además, presentan especies endémica que se encuentran bajo protección especial tal es el caso de *Brahea berlandieri*, *Brehea moori* y *Tilia mexicana*, especies amenazadas como *Beucarnea recurvata*, *Abies vejori* y *Carpinus caroliniana*, las cuales están enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Por tal motivo, los bosques templados de Tamaulipas deben ser incluidos en los sistemas de predicción, para su conservación. Los sistemas de predicción del retorno de incendios integran diferentes técnicas, estas son: modelos estadísticos (Kauroni *et al.*, 2014), modelos probabilísticos, Markovianos (Martell, 1999), redes neuronales (Youssef y Abdelaziz, 2013), entre otros. Las cadenas de cadenas de Markov son modelos matemáticos que se utilizan para modelar funciones secuenciales entre variables que influyen en el comportamiento de sistemas dinámicos probabilísticos y se basan en una matriz de transición (Martell, 1999). Las cadenas de Markov contribuyeron en la predicción del cambio de vegetación afectada por los incendios (Darmawan *et al.*, 2020). Estos modelos demostraron su funcionalidad en la predicción de cambio de uso de suelo, en uso de la cobertura arbolada (Torres *et al.*, 2018) y para modelar la complejidad diaria en la supresión de incendios forestales (Thompson, 2013).

En el presente estudio estimó el periodo de retorno del fuego en los ecosistemas forestales a través de las cadenas de Markov. El estudio propone que las áreas con mayor carga de combustible presentarán incendios con más frecuencia, además estimó el tiempo en años del retorno del fuego y la transición de estados de incendios en los ecosistemas forestales de Tamaulipas. Los resultados permitirán a los tomadores de decisiones enfocar los recursos

y acciones de forma adecuada hacia los sitios que presentan una mayor recurrencia del fuego, además podrán servir como referencia para futuras investigaciones.

3.2. Hipótesis.

Si los incendios son fenómenos recurrentes en los ecosistemas forestales, y el periodo de retorno del fuego al ecosistema está en función de la presencia de incendios previos, y en los ecosistemas de bosque el periodo de retorno se calcula entre cuatro a 20 años; entonces el periodo de retorno de incendios en los ecosistemas forestales de Tamaulipas con presencia de incendios previos oscilará entre uno y 20 años.

3.3. Objetivo general.

Estimar el período de retorno de incendios en los diferentes ecosistemas forestales en los diferentes ecosistemas forestales de Tamaulipas.

3.3.1. Objetivos particulares.

- a) Predecir el tiempo de recurrencia de incendios en los ecosistemas forestales de Tamaulipas.
- b) Estimar la probabilidad de transición entre estados de los incendios forestales en los ecosistemas forestales de Tamaulipas.

3.4. Materiales y métodos.

3.4.1. Área de estudio.

El estudio se desarrolló en los ecosistemas forestales del estado de Tamaulipas, el cual se localiza entre las coordenadas 27° 40' 52'' de latitud norte, y 97° 08' 38'' y 100° 08' 51'' de longitud oeste, cuenta con una superficie de 7,942,605.7 ha de las cuales 3,795,182.5 corresponden a superficie forestal. En el estado se reportan ocho tipos de bosque, siete de matorrales, cuatro tipos de pastizales y cinco tipos de selva tropical (Figura 2.1) (SEMARNAT y CONAFOR, 2015).

3.4.2 Incendios.

La probabilidad de transición fue obtenida de la base de datos históricos de incendios forestales de la Comisión Nacional Forestal del año 2001-2018. La base de datos consta de

392 incendios localizados en diferentes ecosistemas del estado (Figura 3.1 y 3.2; Tabla 3.1). Sin embargo, sólo se utilizaron aquellos que contaban con coordenadas geográficas.

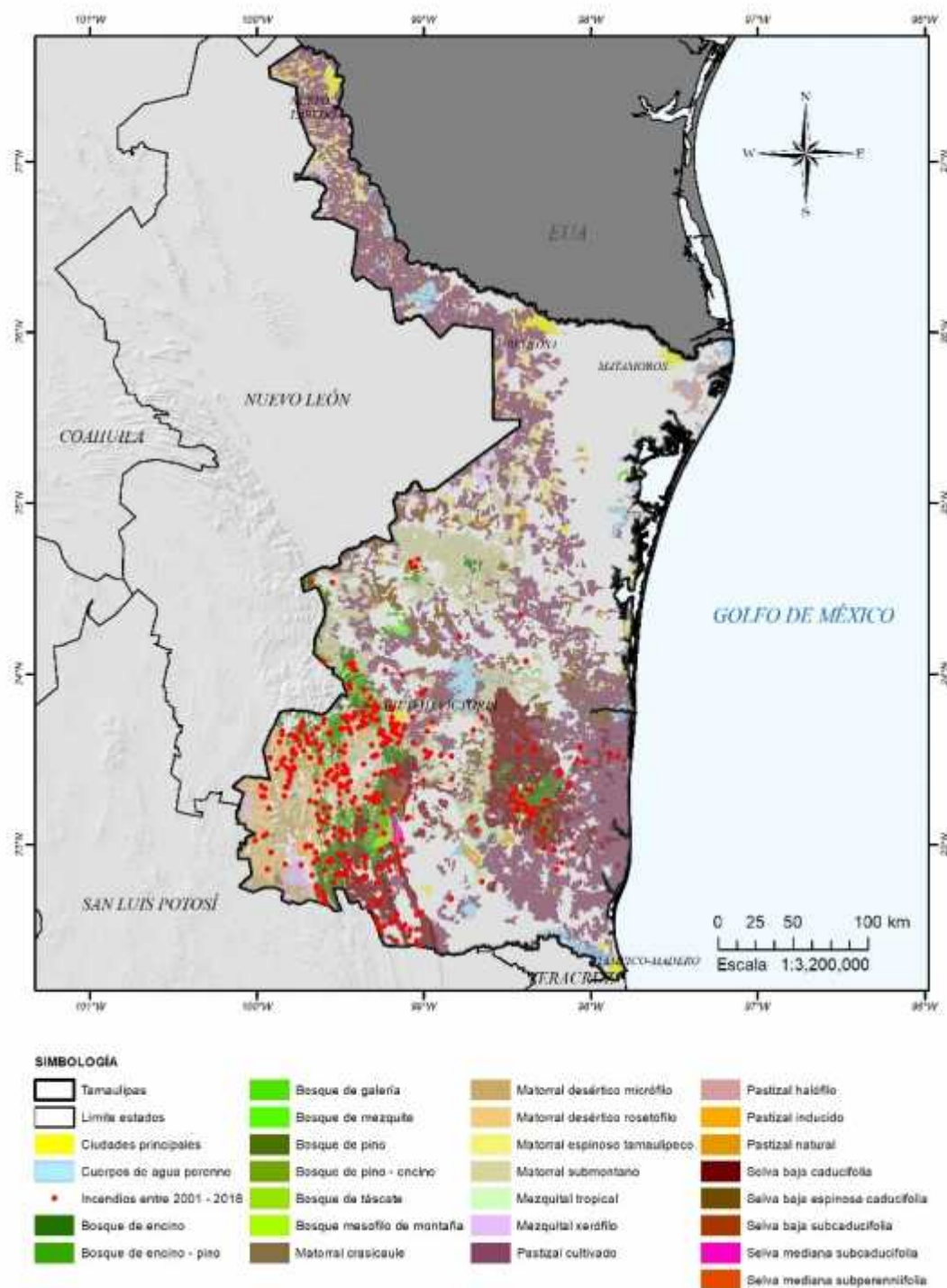


Figura 3.1. Tipos de vegetación en el estado y localización de incendios forestales.

Tabla 3.1. Número de incendios por tipo de vegetación

Tipo de vegetación	Número de incendios
Bosques	123
Matorrales	110
Selvas	50
Pastizales	60
Vegetación arbustiva selvas	8
Vegetación secundaria de bosques	36
Vegetación secundaria de matorrales	5

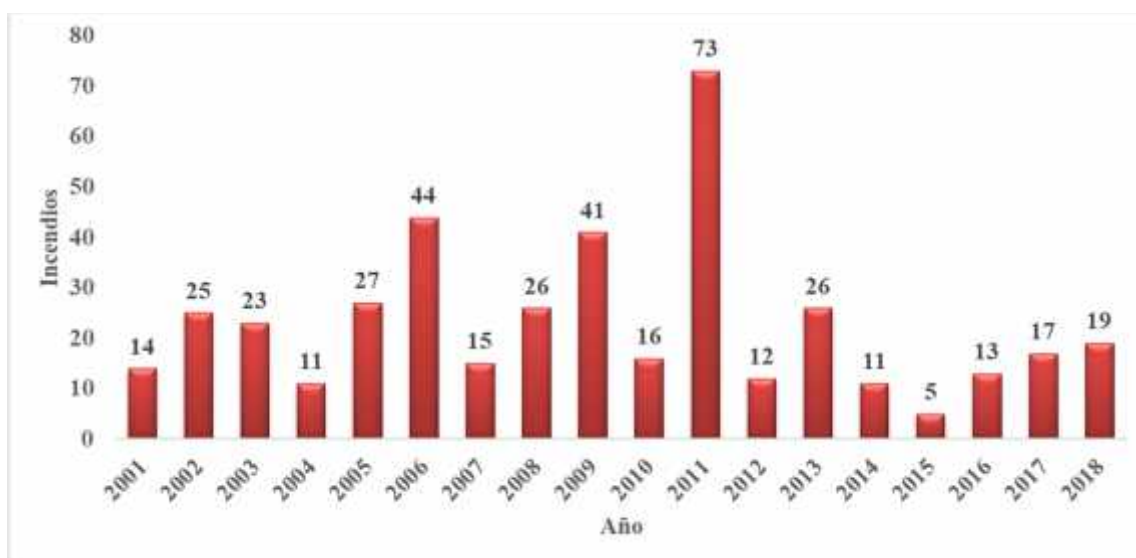


Figura 3.2. Frecuencia anual de incendios forestales del periodo 2001-2018.

3.4.3 Descripción de las cadenas de Markov.

La cadena de Markov consiste en una serie de eventos en donde la probabilidad de que ocurra un evento depende del evento inmediato anterior; por tanto, representa un sistema que varía su estado a lo largo del tiempo, siendo cada cambio una transición del sistema (Torres González, 2016). Las cadenas de Markov se centran en el estudio y predicción de sistemas que evolucionan a lo largo del tiempo o del espacio, a partir de la teoría de procesos estocásticos y las leyes de carácter aleatorio (Gil, 2020). El estudio propone que la recurrencia de incendios en ecosistemas forestales de Tamaulipas estará determinada por la presencia de incendios previos en el área de estudio.

La cadena de Markov está constituida por un conjunto de valores $\{X_n, n: 0, 1, 2, \dots\}$ que cumplen la probabilidad de alcanzar cualquier estado j de la variable depende exclusivamente del estado i alcanzado en el instante de tiempo anterior:

$$P[X_{n+1}=j/X_n=i, X_{n-1}=ij, \dots, X_0=in] = P[X_{n+1}=j/X_n=i] P_{i,j}$$

i, j = estados de la cadena de Markov.

3.4.4 Estados por tipo de vegetación.

El estado de cambio fueron el número de incendios forestales que ocurrieron en una superficie de 34,953.98 ha, las cuales corresponden al incendio más pequeño de 1m. El área para analizar tuvo una forma hexagonal y fueron creados en el programa ArcView (Versión 3.2) con la extensión Repeating Shape (Jenness, 2005), lo cual se realizó para los cinco años. El número de incendios por hexágono se utilizó para generar una matriz de transición, la cual muestra el número de incendios ocurridos en un tiempo t después de la ocurrencia de otro incendio en un periodo de $t + 1$. La matriz de transición fue convertida en porcentaje.

3.4.5 Matriz de probabilidad de transición.

La probabilidad de transición p_{ij} , se puede representar en una matriz de probabilidad de transición de la cadena (Figura 2.3). Consiste en el arreglo numérico donde se encuentran las probabilidades de pasar de un estado de incendio a otro. La matriz es cuadrada con tantas filas y columnas como estados que tiene el sistema. La matriz debe cumplir con ciertos requisitos, la suma de las probabilidades de los estados debe ser igual a uno. Cada elemento de la matriz representa una probabilidad, ésta debe tener un valor entre 0 y 1 (García, 2018).

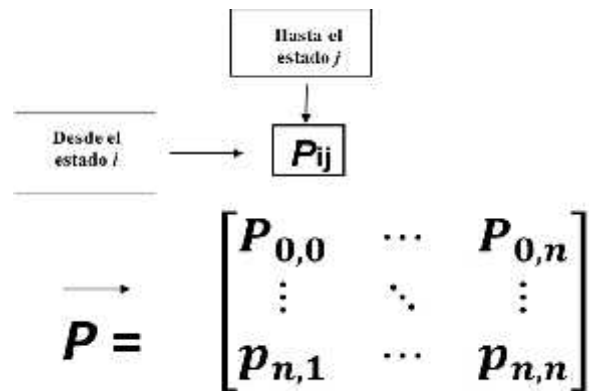


Figura 3.3. Matriz de probabilidad de transición.

Las propiedades de la matriz de transición de probabilidad son:

$$1 \geq P_{ij} \geq 0; i, j = 0, 1, 2, \dots, n$$

La estimación de la probabilidad de transición de estado de incendios, P_{ji} por tipo de vegetación se calculó de la siguiente manera:

$$P_{ji} = \frac{n_{ji} + 1}{\sum_j n_{ji}}$$

J_i = incendios forestales observados en el tiempo 1

P_{ji} = probabilidad de transición de un estado de incendio a otro estado $j_i + 1$

n_{ij} = frecuencia en la que se observa una transición de estado de incendio forestal j_i

$\sum n_{ij}$ = suma de frecuencias de incendios forestales ocurridos (n)

La matriz de probabilidad de transición se utilizó para obtener la probabilidad estable, la cual expresa la probabilidad que se presente un incendio al registrar la presencia de uno previo. El vector estable de probabilidad se obtuvo de la multiplicación de un vector de probabilidad inicial, donde los renglones fueron el número de incendios ocurridos por su respectiva matriz de transición.

Matriz de transición = Número de incendios por estado / $\sum$ de incendios

3.4.6 Vector estable.

El vector estable es la manera en que se distribuyen los incendios cuando ya no hay cambios en el sistema, es decir que se alcanza el equilibrio. Para obtener el vector estable es necesario repetir interactivamente los cálculos para cada periodo con la finalidad de encontrar el periodo con las probabilidades que se mantienen constantes o no cambian. Se obtiene con la siguiente ecuación.

Vector estable = Vector inicial * Número de incendios * Matriz de transición

Tiempo de recurrencia. El tiempo de recurrencia se refiere al tiempo esperado que gasta el sistema para ir del estado **i** al estado **j**, primer estado, corresponde al número de transiciones, hasta que el proceso regresa al estado del que partió. Tiempo que transcurre un de pasar de cero incendios a pasar a uno, dos, tres, etc., incendios hasta retornar a su estado inicial, se obtiene en con la siguiente ecuación.

$$T_i = 1 - p_{ii}$$

$$T = (1 - \text{Vector estable}) / (\text{vector estable} * (1 - \text{matriz de transición}))$$

3.5. Resultados.

El número de incendios por tipo de vegetación varió de uno a tres por hexágono, donde el menor número de incendios fue para la vegetación secundaria arbustiva de selva tropical y matorrales (Tabla 3.2). El número mayor de incendios fue para la vegetación arbustiva de bosques templados y para el ecosistema de selva tropical. La probabilidad más alta ocurrió que los hexágonos permanecieron sin la presencia de incendio en los siete tipos de vegetación presentes en el área de estudio, en los que existió una alta probabilidad de 0.89 a 0.94.

Tabla 3.2. Vector estable de probabilidad de ocurrencia de incendios por tipo de vegetación.

Número de incendios	Probabilidad	Tipo de vegetación
0	0.94	Vegetación secundaria arbustiva de selva tropical
1	0.06	
0	0.94	Vegetación secundaria arbustiva de matorral
1	0.06	
0	0.92	Pastizal
1	0.07	
2	0.00	
0	0.90	Bosque templado
1	0.09	
2	0.01	
0	0.89	Matorral
1	0.09	
2	0.01	
0	0.92	Vegetación arbustiva de bosque templado
1	0.08	
2	0.01	
3	0.00	
0	0.89	Selva tropical
1	0.10	
2	0.01	
3	0.01	

3.5.1. Período de retorno de incendios en la vegetación secundaria arbustiva de selva.

La tendencia de la vegetación secundaria arbustiva de selva tropical donde no se ha presentado un incendio, es continuar sin la presencia del mismo. Sin embargo, cuando se presenta un incendio, se espera que el siguiente año no se presente otro incendio y se predice

que deben transcurrir 16 años para que dos años consecutivos presenten un incendio (Tabla 3.3). La tendencia del ecosistema con vegetación secundaria arbustiva de selva es de permanecer sin la presencia de incendios con una probabilidad de 0.93 % y existe la probabilidad de 0.06 que se presente un incendio (Figura 3.4).

Tabla 3.3. Número de años de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en la vegetación arbustiva de selva tropical.

Número de Incendios		Año $t+1$		
		0	1	2
Año t	0	1.0	0.0	0.0
	1	1.0	16	0.0
	2	1.1	0.0	0.0

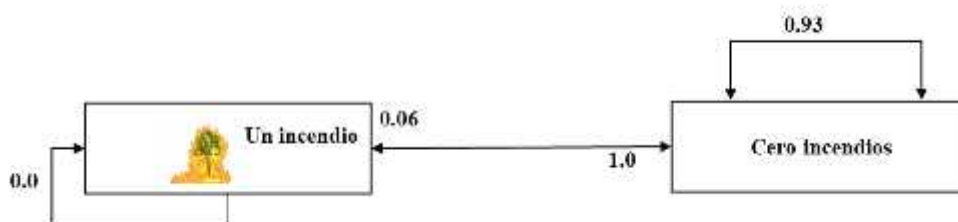


Figura 3.4. Probabilidad de transición del número de incendios en vegetación secundaria arbustiva de selva.

3.5.2. Período de retorno de incendios en la vegetación secundaria de matorrales.

La vegetación secundaria de matorral requiere de un año para que permanezca sin la presencia de un incendio y se requiere de 16 años para que entre años consecutivos se presente un incendio en la misma área (Tabla 3.4). La mayor tendencia es de permanecer sin incendios, mientras que para que retorne un incendio previo la presencia de uno se tiene una probabilidad de 0.06 (Figura 3.5).

Tabla 3.4. Número de años de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en la vegetación arbustiva de matorral.

Número de Incendios		Año $t+1$	
		0	1
Año t	0	1	0.0
	1	1.0	16



Figura 3.5. Probabilidad de transición del número de incendios en vegetación secundaria de matorrales.

3.5.3. Período de retorno de incendios en la vegetación de pastizal permanente.

En el pastizal se pueden presentar áreas con dos incendios en el mismo sitio, en las cuales deben transcurrir 228 años para que se registren en años consecutivos con dos incendios. El número de años para que un área en el ecosistema de pastizal permanezca entre años consecutivos sin la presencia de incendios fue de un año, mientras que el tiempo necesario para que un área sin incendios se presente un incendio fue de 17.5 años, y para que entre años consecutivos se presente un incendio fue de 13.2 años (Tabla 3.5). La tendencia de los pastizales fue permanecer sin incendios, la probabilidad para que pase de 0 a 1 incendio fue de 0.073 y la probabilidad para que pase de entre dos años consecutivos se registre un incendio fue de 0.5, mientras que para que se registren dos incendios la probabilidad fue de 0.018, cuando el año anterior se registró un incendio (Figura 3.6).

Tabla 3.5. Número de años de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en los pastizales de Tamaulipas.

Número de Incendios		Año $t + 1$		
		0	1	2
Año t	0	1.1	17.5	0.0
	1	1.1	13.2	0.0
	2	1.5	10.1	228.3

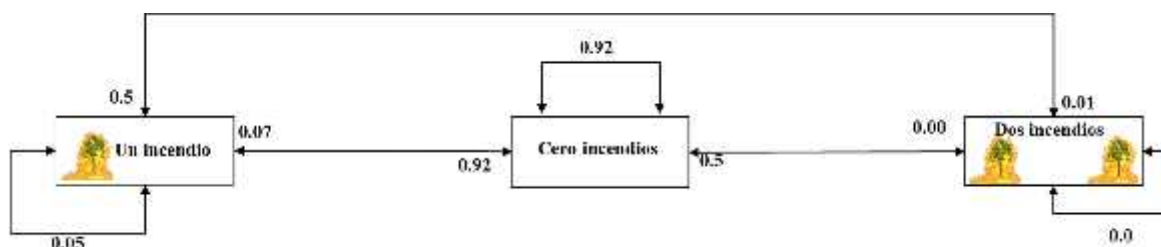


Figura 3.6. Probabilidad de transición del número de incendios en pastizal.

3.5.4. Período de retorno de incendios en el bosque templado.

El número máximo de incendios que se registraron en el bosque templado fueron dos. El tiempo necesario para que un área permanezca sin incendios en el bosque templado fue de 1.1 años, el tiempo que se predice para que en un área se presenten un incendio fue de 11.1 años y se requiere de 83.8 años para que se presenten dos incendios en años consecutivos (Tabla 3.6). La mayor probabilidad es de permanecer sin incendios forestales 0.90, existe una probabilidad de 0.083 de que en un año presente uno y una probabilidad de 0.009 que pase de 0 a 2 incendios (Figura 3.7).

Tabla 3.6. Tiempo de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en los bosques templados del estado de Tamaulipas.

Número de Incendios	Año $t + 1$			
	0	1	2	
Año t	0	1.1	17.7	11.9
	1	1.1	11.1	11.9
	2	1.4	14.1	83.8

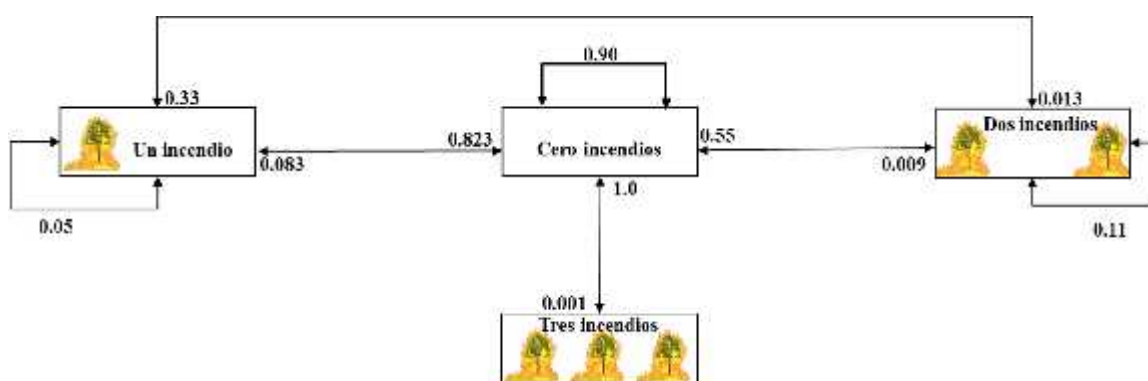


Figura 3.7. Probabilidad de transición del número de incendios en bosques templados.

3.5.5. Período de retorno de incendios en los matorrales.

Los matorrales pueden presentar hasta cinco incendios por hexágono en un año. La vegetación de matorrales requiere de un periodo de 1.6 años para que permanezca sin incendio entre años consecutivos; 14.2 años para que se registre un incendio después de un año carente de incendios. El tiempo necesario para que se presente un incendio después de un incendio previo fue de 9.3 años. La recurrencia de dos incendios en años consecutivos fue de 47.4 años, mientras que deben transcurrir 123.3 años para que se presenten años consecutivos con tres incendios, se requieren 74.5 años para que se presenten cuatro incendios después de cuatro incendios consecutivos y 127 años para que retornen cinco incendios forestales en años consecutivos (Tabla 3.7). La probabilidad más alta fue la ausencia de incendios, la probabilidad de pasar de 0 a 1 incendio es de 0.087 de permanecer con un incendio fue de 0.075 y de 1 a 2 fue de 0.025, la probabilidad de pasar de 0 a tres es

de 0.006, de 0 a 4 fue de 0.006, la probabilidad de pasar de uno a cuatro fue de 0.050 y de uno a cinco la probabilidad fue de 0.075 (Figura 3.8).

Tabla 3.7. Número de años de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en matorrales.

Número de Incendios		Año $t+1$					
		0	1	2	3	4	5
Año t	0	1.6	14.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	1	1.4	9.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	2	2.2	6.6	47.4	0.0	0.0	0.0
	3	1.0	15.6	0.0	123.3	0.0	0.0
	4	2.4	6.9	0.0	0.0	74.5	0.0
	5	1.9	6.1	0.0	0.0	0.0	127.2

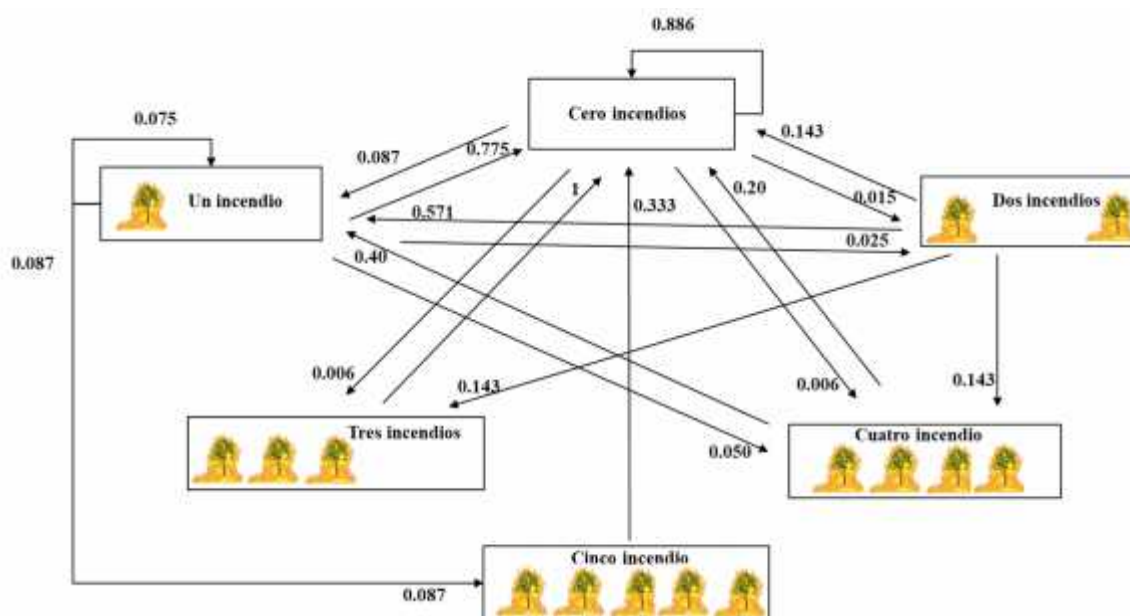


Figura 3.8. Probabilidad de transición del número de incendios en matorrales.

3.5.6. Período de retorno de incendios en vegetación arbustiva de bosques templados.

El tiempo estimado que debe transcurrir para que la vegetación arbustiva de bosque templado carezca de incendios fue de un año, mientras que se requiere de un periodo de 12.7 años para

que se presente un incendio entre años consecutivos. El tiempo de recurrencia para que se presenten dos incendios consecutivos fue de 178 años y 357 años para que retornen tres incendios consecutivos (Tabla 3.8). La mayor probabilidad fue la de permanecer sin incendio con 0.9, la probabilidad de que cambie de 0 a 1 es de 0.07, la probabilidad de permanecer con un incendio es de 0.03 y la probabilidad de que cambie de 0 a 3 es de 0.006 y de 0 a 3 es de 0.003 (Figura 3.9).

Tabla 3.8. Número de años de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en la vegetación arbustiva de bosques templados.

Número de Incendios		Año $t+1$			
		0	1	2	3
Año t	0	1.0	25.0	0.0	0.0
	1	1.0	12.7	0.0	0.0
	2	1.0	27.0	178.0	0.0
	3	1.0	27.0	0.0	357.0

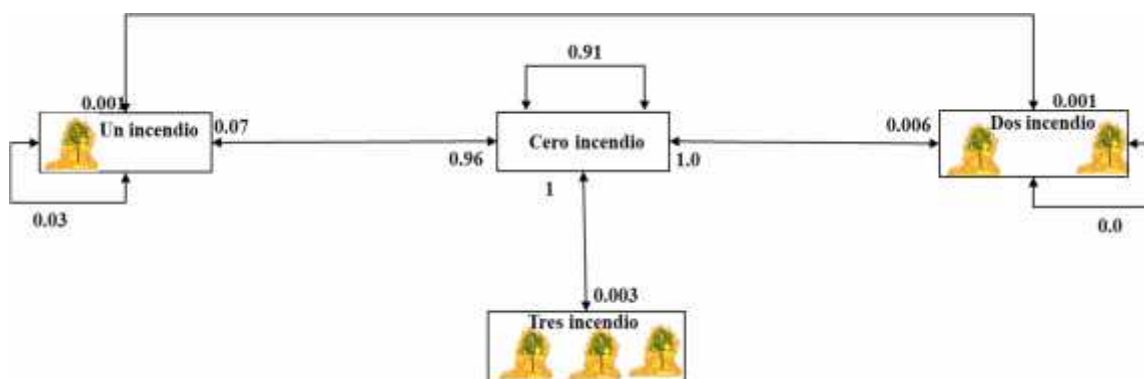


Figura 3.9. Probabilidad de transición del número de incendios en vegetación arbustiva de bosques templados.

3.5.7. Período de retorno de incendios en vegetación de selva.

La predicción de tiempo para la presencia de incendios en la vegetación de selva fue de 1.4 años, se requieren 10.6 años para que se presente un incendio dado que el año anterior se registró un incendio, se requiere de un periodo de 85.2 años para que se presenten dos

incendios en años consecutivos y 169.9 años para que se presenten tres incendios en años consecutivos (Tabla 3.9). La mayor probabilidad es la de permanecer sin la presencia de incendios con 0.90, la probabilidad de que pase de 0 a 1 incendio es de 0.083, la probabilidad de pasar de cero a dos incendios fue de 0.006, de cero a tres fue de 0.003 y la probabilidad de permanecer con un incendio fue de 0.5 (Figura 3.10).

Tabla 3.9. Número de años de recurrencia de que un número determinado de incendios sucedan dado el número de incendios que se registraron en el año anterior en vegetación de selva.

Número de Incendios		Año $t+1$			
		0	1	2	3
Año t	0	1.4	9.1	0.0	0.0
	1	1.3	10.6	0.0	0.0
	2	2.2	3.3	85.2	0.0
	3	2.2	0.8	0.0	169.9

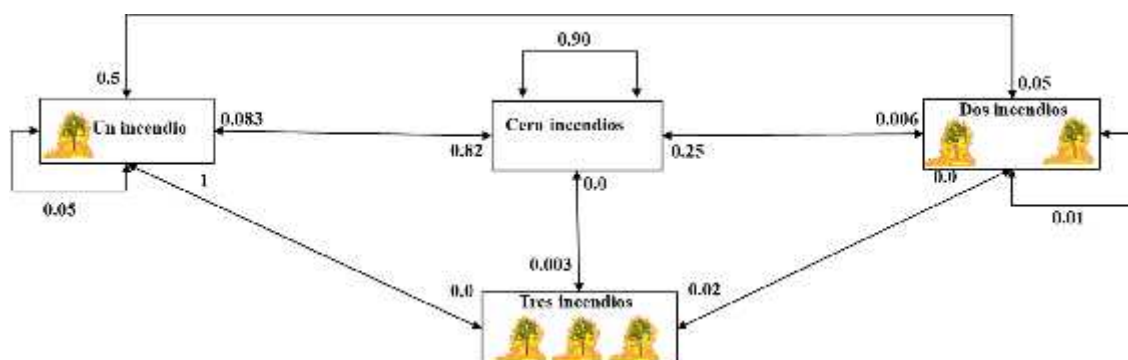


Figura 3.10. Probabilidad de transición del número de incendios en selvas.

3.6. Discusión.

Las cadenas de Markov fueron utilizadas para predecir el período de retorno de incendios en los distintos tipos de vegetación del estado de Tamaulipas. La predicción de incendios forestales son la base para el seguimiento y gestión del fuego, además son una herramienta para la gestión efectiva en la asignación de recursos asociados a un incendio forestal. La

metodología de cadenas de Markov es utilizada para mejorar la predicción de eventos (Gonçalves *et al.*, 2010). Las cadenas de Markov son útiles en la predicción de eventos secuenciales (Torres González, 2016), el cambio de la vegetación afectada por incendios (Darmawan *et al.*, 2020), para predecir el comportamiento del fuego (Boychuk *et al.*, 2009), también fueron la base para predecir el cambio de uso de suelo (Briseño, 2004) y en la predicción de la expansión de zona urbanas (Jiménez, 2019), entre otras utilidades. En la presente investigación, las cadenas de Markov fueron la base para la predicción del período de retorno de incendios en los distintos tipos de vegetación del estado de Tamaulipas.

Los incendios forestales en el estado de Tamaulipas presentaron un comportamiento distinto por tipo de vegetación. Los ecosistemas de matorrales, selvas, vegetación arbustiva de bosque templado y bosques templados llegan a presentar tres y cinco incendios por hexágono. Los ecosistemas con mayor carga de combustible presentan el mayor número de incendios (Malak y Pausas, 2006). Los bosques templados tienden a presentar un mayor número de incendios respecto a otro tipo de vegetación como lo son la vegetación secundaria arbustiva de selvas, matorrales, debido a que los bosques templados tienen una mayor carga de combustible, donde predominan especies del género *Quercus*. Las especies del género *Quercus* se asocia de distintas especies de matorrales y herbáceas en el sotobosque, además de numerosos grupos de epífitas y musgos que propician la propagación vertical del fuego (CONABIO, 2019), estas características de la vegetación pudieron contribuir a que este tipo de ecosistema presentara un mayor número de incendios en el estado de Tamaulipas. Sin embargo, se deben contemplar otras fuentes de variación como actividades productivas en el área, cercanía a caminos y centros de población.

Los resultados del tiempo de recurrencia de retorno de incendios forestales en los distintos tipos de ecosistemas forestales de Tamaulipas fueron diferentes. El tiempo de recurrencia para que se presente un incendio varió de 9 a 16 años, pero de 47 a 357 años para que retornen dos, tres, cuatro y hasta cinco incendios en la misma área en años consecutivos. Los periodos más largos de retorno de incendio se presentaron en ecosistemas de pastizales, matorrales y bosques templados en esta investigación. Los incendios forestales están en función de la carga de combustible, después de la presencia de un incendio en cualquier tipo de ecosistema la vegetación requiere de uno a tres años para que rebroten especies de

gramíneas y herbáceas, los arbustos y vegetación leñosa requieren de 8 a 12 años aproximadamente para recuperarse (Malak y Pausas, 2006). Los efectos de la recurrencia de incendios en los sitios con mayor incidencia de incendios requieren de un periodo mayor de cinco años, para la regeneración del ecosistema, siendo los matorrales que presenta la mayor factibilidad para la regeneración. Sin embargo, en esta investigación el ecosistema de matorral se encuentra dentro de los ecosistemas que presentan los mayores tiempos de recurrencia de incendios. Los sitios con vegetación arbórea (Selvas. Bosque) que presenta una alta recurrencia de incendios, en donde pueden registrarse hasta tres incendios en un periodo de 34 años, o una moderada recurrencia de dos incendios en 34 años, presenta una mayor afectación a los ecosistemas como en los bosques de pino, debido a la reducción del banco de semillas en ecosistemas (Abdul *et al.*, 2015; Fernández, 2019).

La mayor probabilidad que suceda en los ecosistemas es permanecer sin incendios y la probabilidad de retorno de incendios es baja. La predicción del periodo de retorno para tres incendios en la misma área fue de 123.3 años en ecosistemas de selvas y 169 años para bosques templados. La ausencia de incendios en el ecosistema puede repercutir de forma negativa ya que periodos libres de incendios pueden afectar de forma negativa, ya que en periodos libres de incendios aumenta la carga de combustible y puede incrementar la severidad de futuros incendios (Toboada *et al.*, 2018). Los periodos prolongados de retorno del fuego ocasionan que se incremente la concentración de carga de combustible. Las cargas de combustible superiores a 23 Mg ha^{-1} generan incendios de gran magnitud, que van desde la superficie del suelo hasta la copa de los árboles (Scott y Burgan, 2005; Valladares, 2005; Xelhuanti Carmona *et al.*, 2011). Por otro lado, el retorno frecuente de incendios puede provocar alteraciones en los ecosistemas que van desde la degradación del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2002) y la afectación de las condiciones microclimáticas provocando que los ecosistemas puedan cambiar en su estructura y propiciar la transición de ecosistemas arbóreos a arbustivos (Hernández *et al.*, 2016; Rundel *et al.*, 2018). Los resultados de esta investigación pronostican periodos prolongados sin la presencia de incendios, esto debe orientar a los tomadores de decisiones a enfocar programas de manejo forestal y reducción de combustibles de selvas y bosque para minimizar el impacto de futuros incendios forestales, poniendo particular atención a los ecosistemas de bosque templados ya que pueden verse afectados en su regeneración natural debido a que presentó un mayor número retorno

de incendios, además se debe continuar evaluando el efecto del fuego dentro de este tipo de ecosistemas en el estado.

El registro histórico de incendios permitió predecir el periodo de retorno de incendios en el estado de Tamaulipas. Sin embargo, deben considerarse otras variables como las condiciones ambientales y socioeconómicas (Yang *et al.*, 2007), la topografía, la elevación, la carga y continuidad del combustible y la presencia de incendios previos y la superficie afectada (Martín-Martín *et al.*, 2013; Abdul *et al.*, 2015), debido a que estas características están relacionadas con la presencia de incendios forestales y pueden influenciar en el periodo de retorno del fuego y que pueden modificar los resultados obtenidos en esta investigación. Los resultados de esta investigación pronosticaron la presencia de más de dos incendios en los ecosistemas de Tamaulipas. Por lo tanto, y dependiendo del tipo de vegetación, es necesario incluir el tiempo en que se presentan los incendios junto con la carga de combustible para realizar estrategias de quemas controladas para reducir el efecto negativo de los incendios en la estructura, funcionamiento y la reducción de las especies. Los resultados de esta investigación pronostican periodos prolongados sin la presencia de incendios, pero antes de que sucedan se deben crear planes de manejo forestal que reduzcan la carga de combustible en selvas y bosque para minimizar el impacto de futuros incendios forestales.

3.7. Conclusión.

El período de recurrencia de incendios y la probabilidad de transición de estados de 0, 1, 2 y 3 incendios en los ecosistemas forestales del estado de Tamaulipas, vario de forma significativa. Las Cadenas de Markov permitieron predecir el periodo de retorno de incendios mediante el modelaje de variables de campo (datos históricos de incendios) en el área de estudio. El promedio en años para que retorne un incendio fue de 12.8 años, de 93.5 para que retornen dos incendios y de 80.5 a 357 para que retornen tres incendios, lo cual varió dependiendo del tipo de vegetación. Los resultados obtenidos en esta investigación deben ser del conocimiento de los tomadores de decisiones para la elaboración de propuestas para la prevención, control, combate y tratamiento de sitios afectados por incendios forestales, así como también pueden ser la base para futuras investigaciones.

3.8. Literatura citada.

- Abdul, M. D., J. Pausas; J. Pardo; L. Ruiz (2015). Fire recurrence and the dynamics of the enhanced vegetation index in a Mediterranean ecosystem. *International Journal of Applied Geospatial Research*, **6**(2), 18-35.
- Baisan, C. y Swetnam, T. (1993). Historical fire occurrence in remote mountains of southwestern New Mexico and northern Mexico. USDA Forest Service General Technical Report INT-320:153-156.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, D. Lasieur (2001). Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research*, **31**, 384-391.
- Bowman, D., J. Balch, P. Artaxo, W. Bond, J. Calson, M. Cochrane, M. D'Antonio, R. DeFries, J. Doly, S. Harrison, F. Johnston (2009). Fire in the Earth system. *Science*, **324**:481-484.
- Boychuk, D., B. WILLARD, R. Kulperger, Z. Krougly, D. Standford. (2009). A stochastic forest fire growth model. *Environmental and Ecological Statistics*, **16**(2):133-151.
- Briseño, V. F. (2004). Las cadenas de Markov en el análisis de cambio de uso de la tierra. *Revista Geográfica Venezolana*, **46**(1):35-45.
- CONABIO. (2019). Bosques templados. Place (Versión) Published. Recuperado el: en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado>
- CONAFOR. (2018). Base de datos sobre incendios, periodo 1982-2018. México.
- Darmawan, S., D. Sari, K. Wikantika, A. Tridawati, R. Hernawati, M. Sedu. (2020). Identification before-after forest fire and prediction of mangrove forest based on Markov-Cellular Automata in Part of Sembilang National Park, Banyasin, South Sumatra, Indonesia. *Remote Sensing*, **12**(22):3700
- Etherington, T. y Curran, T. (2017). Global land-cover change-wildfires.
- Eugenio, M. y Lloret, F. (2004). Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Écoscience*, **11**(4):446-454.
- Fernández, G. V. (2019). Efectos de la recurrencia y de la severidad de los incendios forestales en ecosistemas de pinar propensos al fuego. Tesis Doctoral. Universidad de León, España, pp. 154.

- Ferreira-Leite, F., Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Nunes, A., Lourenço, L. (2016). Incidence and recurrence of large forest fires in mainland Portugal. *Natural Hazards*, 84(2):1035-1053.
- Gallegos, R. A., González-Cuevas, G. A., Cabrera-Orozco, R., Marcelli-Sánchez, C., Hernández-Álvarez, E. (2014). Efecto de la recurrencia de incendios forestales en la diversidad arbórea. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5(24):110-125.
- García Morales, L. J., Estrada Castellón, A. E., Cantú Ayala, C., Jurado Ybarra, E., y Villarreal Quintanilla, J. A. (2014) Diversidad y conservación de los encinos (Fagaceae) en el estado de Tamaulipas . en A. Correa S., J. V. Horta, J. García y L. Barrientos (Eds.), *Biodiversidad Tamaulipeca* 2(1)3-13. Tecnológico Nacional de México.
- García, S. S. (2018). Algoritmos y técnicas en la Minería de Datos provenientes de la Geolocalización, una aplicación a la obtención de patrones en trayectorias. Máster en Matemáticas. Facultad de ciencias, Universidad de Cantabria, España, pp. 60
- Gil, S. B. (2020). *Aplicación de cadenas de Markov*. Grado en estadística. Facultad de Ciencias, Universidad de Valladolid, España, pp.45.
- Gonçalves, P. C., Fioravanti, A. R., Geromel, J. C. (2010). Sistemas lineales de salto de Markov y filtrado a través de mediciones transmitidas por la red. *Signal Processing*. 90, 2842-2850.
- Hernández, G. J., Rodríguez, O. G., Enríquez, J. R., Campos, A.G. V., Hernández, H.A. (2016). Biomasa arbustiva, herbácea y en el piso forestal como factor de riesgo de incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(36):51-63.
- Jenness, J. (2005). Repeating Shapes (repeat-shapes. Avx) extension for ArcView 3.x. Jenness Enterprises. Available al: 02-02-2022. Recuperado en: http://www.jennessent.com/arcview/repeat_shapes.htm.
- Jiménez, L. E. (2019). Cadenas de Markov especiales para simular el crecimiento del Área Metropolitana de Toluca, 20017-2031. *Econpmía, Sociedad y Territorio*, XIX(60):109-140.
- Kauroni, A., Daya, B., Bahalak, S., Chauvet, P (2014). A simplified mathematical model for fire spread predictions in wildland fires combining between the models of Anderson and Rothermel. *International Journal of Modeling and Optimization*, 4(3):197-200.

- Kennedy, R. E., Warren, B., Todd, A. S (2007). Trayectory-based change detection for automated charecterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 110:370-386.
- Malak, D. A. y Pausas, J. G. (2006). Fire regime and post-fire Normalized Difference Vegetation Index changes in the eastern Iberian peninsula (Mediterranean basin). *International Journal of Wildland Fire*, 15(3): 407-413.
- Martell, D. L. (1999). A Markov chain model of day to day changes in the Canadian Forest Fire Weather Index. *International Journal of Wildland Fire*, 9(4): 265-273.
- Martín-Martín, C., Bunce, R. G.H., Saura, S., Elena. Rosselló, R. (2013). Change and interactions between forest landscape connectivity and area in Spain. *Ecological Indicators*, 33, 129-138.
- Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Mataixi-Beineto, J., Gómez-Lucas, I. (2002) Evolution of indices of soil quality in a chronosequence of semiarid Mediterranean burned soils: influenced by climatic conditions or age of fire?. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. 90-77017-72-0.
- Pausas, J. G. y Ribeiro, E. (2013). The global fire productivity relationship. *Global Ecology and Biogeography*, 22:728-736.
- Payette, S., Pilon, Vanessa., Frégeau, Mathieu., Couillard, Pierre-Luc., Laflamme, J. (2021). Post-Glacial Climate–Fire Interactions Control Tree Composition of Mesic Temperate Forests in Eastern North America. *Ecosystems*,
- Rundel, P. W., Arroyo, M. T. K., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., Pausas, J. G., Vargas, P. (2018). Fire and plant diversification in Mediterranean-Climate Regions. *Frontier in Plant Science*, 9:851.
- Santillán, M. L. (2020). Los Hotspots de Biodiversidad, regiones insustituibles en el planeta. Place (Versión) Published. Recuperado el: en: <http://ciencia.unam.mx/leer/1060/los-hotspot-de-biodiversidad-regiones-insustituibles-en-el-planeta#:~:text=Los%20tres%20hotspots%20que%20se,pino%2Dencino%2C%20que%20incluye%20las>
- Scott, J. H. y Burgan, R. E. (2005). Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model Fort Collins, CO: U. S.

- Departament of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
Recuperado. General technical repory RMRS-GTR-153.
- SEMARNAT. (2012). *Anuario estadístico de la Producción Nacional Forestal 2012*.
Dirección de Gestión Forestal y de Suelo.
- SEMARNAT y CONAFOR. (2015). Inventario Estatal Forestal y de Suelos-Tamaulipas
2014. México. 183 pág.
- Thompson, M. P. (2013). Modeling wildfire incident complexity dimamics. *PLOS One*,
8(5)e63297
- Toboada, A., V. Fernández, E. Marcos, L. Calvo. (2018). Interactions between large high-
severity fires and salvage logging on a short return interval reduce the regrowth of
fire - prone serotinous forest. *Forest Ecology and Management*, 414:54- 63.
- Torres González, M. G. (2016). Cadenas de Markov aplicadas al ordenamiento de páginas
web. Licenciatura. *Benemérita Universidad Autónoma de Puebla*. Puebla. México.
- Torres, P. T. F., N.M. Romeiro, A.C. Santos, O.R. Neto, S.G. Lima, J. C. Zanuncio. (2018).
Fire danger index efficiency as a function of fuel moisture and fire behavoir. *Science
of the Total Environment*, 631-632:1304-1310.
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*,
91 (10)(2833-2849.
- Valladares, F. (2005). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. *Revista
Ecosistemas*, 14(2):1697-2473, pp.203-204.
- Wang, L., Z. Qingjian, W. Zuomin, Q. Jiaming. (2018). RAFFIA: Short-term forest fire
danger rating prediction via multiclass logistic regression. *10(12): 4620*.
- Xelhuantzin Carmona, J. Flores Garnica, A. A. Chavez Duran. (2011). Análisis comparativo
de cargas de combustiblr en eosistemas forestales afectados por incendios. *Revista
Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3): 37-52.
- Yang, J., S. He, R. Shifley. (2007). Spatial patternes of modern period human-caused fire
ocurrence in the Missouri Ozark Highlands. . *Forest Science*, 53:1-15.
- Yecom Kent, L. L., P.Z. Fulé, P.M. Brown, J. Cerano-Paredes, E. Cornejo-Oviedo, C. Cortés-
Montaño, S.A. Drury, D.A. Falk. (2017). Climate drives fire synchrony but local
factors control fire regimen change in northern México. *Ecosphere*, 8:e01709.

Youssef, S. y Abdelaziz, B. (2013). Prediction of Forest Fire Using Artificial Neuronal Networks. *Applied Mathematical Sciences*, 7(6), 271-286.

Capítulo IV. Discusión y conclusiones generales.

4.1. Discusión General.

El objetivo del presente estudio fue predecir la carga de combustible y período de retorno de los incendios en los bosques templados de Tamaulipas. El estudio predijo la carga de combustible, e identificó las especies que más contribuyeron en su generación y la relación por tipo de ecosistema. La mayor precisión para la predicción de la carga de combustible se obtuvo con el modelo 2 (ecuaciones de biomasa). El modelo de biomasa incluye ecuaciones por especie, este modelo contribuyó a predecir todos los años como a estimar valores intermedios. El modelo que incluye existencias reales no pudo predecir la carga de combustible en el 2011, y tendió a generar valores más altos, mientras que el modelo que incluye especies de coníferas pudo predecir la carga de combustible en todos los años, pero estimó valores más bajos. El modelo de ecuaciones de biomasa evitó sobreestimar o subestimar la carga de combustible en los bosques templados, por lo que se indica que la estimación de la carga de combustible por especie contribuye a realizar una mejor predicción de carga de combustible. Los valores reportados en este estudio fueron similares a los reportados por otros autores en los ecosistemas de bosque templado (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Silva-Arredondo y Návar-Cháidez, 2009; Soriano-Luna *et al.*, 2015; Reyes-Cárdenas *et al.*, 2019), los cuales oscilan de 0.54 Mgha^{-1} a 157.01 Mgha^{-1} , por conglomerados y por especie en bosque de *Pinus*, *Quercus*, bosque mesófilo de montaña.

Los valores de carga de combustible observados y estimados con los modelos no presentaron diferencia estadística significativa. Sin embargo, se pudo observar diferencias entre la predicción realizada con el modelo de existencias reales, de biomasa y en las ecuaciones para las especies de coníferas, por lo cual se propone el modelo de ecuaciones de biomasa por especie para predecir la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas, ya que presentan un valor intermedio entre los dos modelos existencias reales y especies de coníferas. El modelo de biomasa involucra ecuaciones por especies para bosques templados, esto facilita la estimar la carga de combustible (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2007; Rojas-García *et al.*, 2015; Soriano-Luna *et al.*, 2015). Los modelos permitieron predecir la carga de combustible dentro del ecosistema de los bosques templados en Tamaulipas, pero, es recomendable realizar mediciones que contrasten los resultados obtenidos en esta investigación.

Los índices de vegetación contribuyeron a predecir la carga de combustible, debido a que están relacionados con la productividad primaria, como el EVI. Los índices de vegetación reflejan la variación espacio-temporal de la productividad primaria (Cabello *et al.*, 2012; Didan, 2015; Reyes-Díez *et al.*, 2015), estos son los mejores predictores que las variables que permanecen constantes en periodos prolongados de tiempo (Beaudoin *et al.*, 2014). Los índices de vegetación representan el medio para reducir los costos económicos y logísticos en la evaluación de los recursos de la superficie, son útiles en la caracterización de pastizales (Mundava *et al.*, 2014; Kong *et al.*, 2018), en el desarrollo fenológico de los cultivos y bosques (Casiano y Paz, 2014; Testa *et al.*, 2018), estimación de biomasa, captura de carbono (Pflugmacher *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014; García *et al.*, 2017) y seguimiento de incendios y recuperación de áreas incendiadas (Duguy *et al.*, 2012; Tonbul *et al.*, 2016; García *et al.*, 2017; Torres *et al.*, 2018). El EVI permitió predecir la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas, para identificar los sitios con mayor carga de combustible. La mayor carga de combustible se localizó en las áreas de mayor elevación de la Sierra Madre Oriental y al este del estado. Los resultados obtenidos demuestran que en la temporada 2021 de incendios forestales se presentaron en las áreas donde se predijo la mayor carga de combustible. La CONAFOR reportó 25 incendios forestales clasificados como superficiales hasta de gran intensidad (de copa). La superficie afectada fue de 13,432.50 ha, de las cuales 808 ha correspondieron a incendios de copa. Los ecosistemas que se vieron afectados correspondieron a bosques de encino, bosques de encino-pino y bosque de pino-encino (CONAFOR, 2022). Las áreas que muestran la mayor carga de combustible presentan la mayor humedad proveniente del Golfo de México. Los meses de mayor humedad están relacionados con el mayor período fotosintético de la vegetación y la mayor acumulación de material combustible; características que coinciden con la temporada de incendios forestales en México (CONAFOR, 2010). Sin embargo, los valores del EVI pueden variar conforme la estación del año y el tipo de vegetación (Chuvieco, 2000), por lo que los valores de EVI se deben considerar en las diferentes estaciones del año para generar futuros modelos de combustible. Además, las nubes pueden reducir la capacidad de predecir el combustible debido a su alto grado de reflectancia. Los resultados de esta investigación encontraron variaciones temporales en la superficie cubierta por nubes, donde los años 2011 y 2013 fueron más frecuentes en bosque mesófilo y bosque de pino, lo que puede reducir la

capacidad para estimar la carga de combustible. Sin embargo, los meses con mayor nubosidad en una zona puede ser utilizada como una variable para predecir la carga de combustible porque es un indicador de humedad y de productividad primaria.

Las variaciones espaciales y temporales de la carga de combustible forestal son necesarias para planificar estrategias de gestión forestal, así como para modelizar y predecir el comportamiento de los incendios (Chuvienco *et al.*, 2003; Duff *et al.*, 2012). Además, puede ser utilizada para programas de captura de carbono entre otras utilidades. La carga de combustible y sus características son utilizadas como variables en los modelos de predicción de incendios forestales (Vega-García *et al.*, 2010; Fares *et al.*, 2017; Vega-Nieva *et al.*, 2018), debido a que presentan información del cambio, estructura y características de vegetación en períodos de tiempo muy cortos. La carga de combustible, como lo reportado en el presente estudio, puede ser incorporada en el sistema de alerta temprana de incendios forestales del país, debido a que aporta mejor información que los puntos de calor que involucra el sistema actual, el punto de calor se detecta después de ocurrir un incendio forestal (CONABIO, 2018). La carga de combustible y sus características también puede ser incorporada a los sistemas de prevención de incendios forestales, como los sistemas de Canadá (Government Canada, 2021) y Estados Unidos (Matt y Larry, 2021). Además, la carga de combustible pudiera ser considerada para el actual Sistema de Predicción de Peligro de Incendios Forestales para México, ya que este sistema involucra la variable combustible seco (Vega-Nieva *et al.*, 2018) y la carga de combustible aportaría información acerca de la intensidad y dirección del incendio forestal, permitiendo mejorar las acciones de control y combate de incendios.

La carga de combustible que se predijo fue similar en los años evaluados, los años 2009 y 2011 fueron estadísticamente iguales con promedios de 26.75 Mgha^{-1} y 26.05 Mgha^{-1} , respectivamente. Respecto a los años 2010 y 2012 que presentaron valores 19.38 Mgha^{-1} y 24.10 Mgha^{-1} respectivamente. El año 2013 presentó una mayor concentración de combustible con 40.50 Mgha^{-1} . Los resultados pueden estar asociado a las características climatológicas (sequías, huracanes, lluvias, heladas) registradas en los años evaluados, parámetros que deben ser incluidos en los modelos de predicción. El estudio destacó que la carga de combustible estuvo asociada con la estructura de la vegetación. Las especies del

género *Quercus* fueron quienes aportaron la mayor variación en la carga de combustible, seguido de ecosistemas de bosque de encino-pino y pino-encino. El género *Quercus* contribuye a generar grandes cantidades de material combustible, debido a sus características morfológicas, fisiológicas y ecológicas (Pérez Mojica y Valencia-A, 2017). El género *Quercus* presenta una amplia plasticidad con relación a la disposición de los recursos, que les permite la adaptación a una amplia gama de entornos, que contribuyen a su abundancia y diversidad (Cavender-Bares, 2019). Tamaulipas es uno de los estados que presenta mayor riqueza de especies del género *Quercus*, con el 30% de las especies reportada a nivel nacional (García Morales *et al.*, 2014). Sin embargo, es necesario utilizar otros modelos que incluyan matorrales y los estratos herbáceos. Los matorrales y el sotobosque de 0.5 a 2 m de altura en los bosques de coníferas produce una cantidad de combustible de 10-15 t/ha (modelo 7, de Rothermel) (Rothermel, 1972). La contribución del género *Quercus* en la carga de combustible en esta investigación, podría estar relacionada con el alto grado de asociación con otras especies, a sus funciones ecológicas como es la capacidad de retención de agua y formar parte del hábitat de otras especies vegetales (Balb *et al.*, 2019). El género *Quercus* coexisten con especies endémicas de protección especial (*Brahea berlandieri*, *Brehea moori* y *Tilia mexicana*), y especies amenazadas (*Beucarnea recurvata*, *Abies vejori* y *Carpinus caroliniana*) que están enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, y que pueden ser afectadas en caso de incendios forestales (SEMARNAT y CONAFOR, 2015). La presencia y la frecuencia de incendios forestales en esta área podría afectar a un más a estas especies, por tal motivo es recomendable evaluar la relación de la carga de combustible y la presencia de incendios forestales.

La presencia de incendios forestales es más frecuente en los ecosistemas de bosques templados, ya que está asociado a las cargas altas de combustible que estos ecosistemas tienden a presentar, derivados del gran número de epífitas, matorrales y arbustos que propician la propagación del fuego (CONABIO, 2019). Los resultados de esta investigación coinciden con estudios previos, ya que los bosques templados, la vegetación arbustiva de bosques templados, además de vegetación de selva pueden llegar a presentar hasta tres incendios de forma consecutiva en los bosques templados de Tamaulipas. La presencia del fuego se asocia a la presencia de incendios previos, esta investigación contemplo el período de retorno del fuego utilizando las cadenas de Markov, las cuales son una importante

herramienta en el estudio de la predicción de eventos secuenciales (Torres González, 2016). Las cadenas de Markov se utilizaron para predecir el cambio de la vegetación afectada por incendios (Darmawan *et al.*, 2020), para predecir la ocurrencia de incendios (Boychuk *et al.*, 2009), también fueron la base para predecir el cambio de uso de suelo (Briseño, 2004) y en la predicción de la expansión de zona urbanas (Jiménez, 2019). Las cadenas de Markov son una herramienta para el análisis a corto y largo plazo, se utilizan para modelar la probabilidad de transición de un estado a otro (incendios) y únicamente requiere del estado inmediato anterior (Gil, 2020). La frecuencia de incendios en los diferentes tipos de vegetación en el estado se determinó con los incendios que ocurrieron del periodo 2001 a 2018.

El período de retorno de un incendio osciló entre 9 a 16 años y hasta periodos de los 47 a 357 para que retornen dos, tres, cuatro y hasta cinco incendios en la misma área en años consecutivos. El bosque templado, la vegetación arbustiva de bosque templado, matorrales y pastizales presentaron los períodos de retorno más largos de incendios. Los incendios forestales están en función de la carga de combustible. Después de la presencia de un incendio en cualquier tipo de ecosistema la vegetación requiere de uno a tres años para que rebroten especies de gramíneas y herbáceas, los arbustos y vegetación leñosa requieren de 8 a 12 años aproximadamente para recuperarse (Malak y Pausas, 2006). Los efectos de la recurrencia de incendios en los sitios con mayor incidencia de incendios requieren de un periodo mayor de cinco años, para la regeneración del ecosistema, siendo los matorrales los que presenta la mayor factibilidad para la regeneración. Sin embargo, en esta investigación el ecosistema de matorral se encuentra en los ecosistemas que presentan los mayores tiempos de recurrencia de incendios. Los sitios con vegetación arbórea (selvas y bosque) que presentan una alta recurrencia de incendios, en donde pueden registrarse hasta tres incendios en un periodo de 34 años, o una moderada recurrencia de dos incendios en 34 años, presenta una mayor afectación a los ecosistemas como en los bosques de pino, debido a la reducción del banco de semillas en ecosistemas (Abdul *et al.*, 2015; Fernández, 2019).

La mayor probabilidad que suceda en los ecosistemas es permanecer sin incendios y la probabilidad de retorno de incendios es baja. La predicción del período de retorno para tres incendios en la misma área fue de 123.3 años en ecosistemas de selvas y 169 años para bosques templados. La ausencia de incendios en el ecosistema puede repercutir de forma

negativa, ya que períodos libres de incendios pueden afectar de forma negativa, al aumentar la carga de combustible y puede incrementar la severidad de futuros incendios (Toboada *et al.*, 2018). Los períodos prolongados de retorno del fuego ocasionan que se incremente la concentración de carga de combustible. Las cargas de combustible superiores a 23 Mgha^{-1} generan incendios de gran magnitud, que van desde la superficie del suelo hasta la copa de los árboles (Scott y Burgan, 2005; Valladares, 2005; Xelhuanti Carmona *et al.*, 2011). Por otro lado, el retorno frecuente de incendios puede provocar alteraciones en los ecosistemas que van desde la degradación del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2002) y la afectación de las condiciones microclimáticas provocando que los ecosistemas puedan cambiar en su estructura y propiciar la transición de ecosistemas arbóreos a arbustivos (Hernández *et al.*, 2016; Rundel *et al.*, 2018). Los resultados de esta investigación pronostican períodos prolongados sin la presencia de incendios. Esto debe orientar a los tomadores de decisiones a enfocar programas de manejo forestal y reducción de combustibles de selvas y bosques para minimizar el impacto de futuros incendios forestales. Poniendo particular atención a los ecosistemas de bosque templado ya que pueden verse afectados en su regeneración natural, debido a que, presentaron un mayor número de incendios en los períodos de retorno, además se debe continuar evaluando el efecto del fuego dentro de este tipo de ecosistemas en el estado.

4.2 Conclusiones Generales.

En el presente estudio se demostró la utilidad del índice de vegetación mejorado (EVI) en la predicción de la variación en la carga de combustible en los bosques templados de Tamaulipas, así como también la implementación de nuevas técnicas, apoyadas en datos reales como los utilizados en las cadenas de Markov, como proceso para el análisis del período de retorno de incendios. Los bosques templados de Tamaulipas pueden presentar cargas de combustible $\leq 23 \text{ Mgha}^{-1}$ capaz de provocar diferentes tipos de incendio, desde superficiales hasta los de gran intensidad o de copa. La mayor concentración de carga de combustible se distribuyó en las zonas de mayor productividad y elevación, ubicadas al este del ecosistema de bosque templado, un área que recibe la humedad proveniente del Golfo de México, que presenta la mayor ocurrencia de incendios forestales en el estado. Los bosques de pino, de pino-encino y los bosques de encino aportaron la mayor concentración de carga de combustible. El género *Quercus* contribuyó significativamente en la carga de combustible.

La predicción del período de retorno de incendios se obtuvo a través de las cadenas de Markov, mediante el modelaje de variables de campo (datos históricos de incendios) en el área de estudio. El promedio en años para que retorne un incendio fue de 12.8 años, de 93.5 para que retornen dos incendios y de 80.5 a 357 para que retornen tres incendios al mismo ecosistema. Los resultados de esta investigación pueden ser considerados para tomar acciones de manejo forestal, la elaboración de estrategias de prevención combate y seguimiento de incendios forestales, así como también ser la base para futuras investigaciones en el manejo de recursos forestales.

4.3. Literatura citada

- Abdul, M. D., J. Pausas; J. Pardo; L. Ruiz (2015). Fire recurrence and the dynamics of the enhanced vegetation index in a Mediterranean ecosystem. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 6(2), 18-35.
- Babl, E., Alexander, H. D., Siegert, C. M., y Willis, J. M. (2019). Could canopy, bark, and leaf litter traits of encroaching non-oak species influence future flammability of upland oak forest? *Forest Ecology and Management*, 458, 11p.
- Beaudoin, A., Bernier, P. Y., Guindon, L., Villemaire, P., Guo, X. J., Stinson, G., Hall, R. J. (2014). Mapping attributes of Canada's forests at moderate resolution through kNN and MODIS imagery. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(5), 521-532.
- Boychuk, D., B. WILLARD, R. Kulperger, Z. Krougly, D. Standford. (2009). A stochastic forest fire growth model. *Environmental and Ecological Statistics*, 16(2):133-151.
- Briseño, V. F. (2004). Las cadenas de Markov en el análisis de cambio de uso de la tierra. *Revista Geográfica Venezolana*, 46(1), 35-45.
- Cabello, J., Alcaraz-Segura, D., Ferrero, R., y Liras, E. (2012). The role of vegetation and lithology in the spatial and inter-annual response of EVI to climate in drylands of Southern Spain. *Journal of Arid Environments*, 79, 76-83.
- Canada, G. o. (2021). Natural Resources Canada. Place (Versión) Published. Recuperado el: 02-01-2222 en: <https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/background/summary/fdr>
- Casiano, M., y Paz, F. (2014). Caracterización fenológica de bosques tropicales caducifolios usando información espectral: experimentos con componentes. *Terra Latinamericana*, 32, 259-271.
- Cavender-Bares, J. (2019). Diversification, adaptation, and community assembly of the American oaks (*Quercus*), a model clade for integrating ecology and evolution. *New Phytologist*, 221(2), 669-692.

- Chuvieco, E. (2000). *Fundamentos de Teledetección Espacial*. RIALP, Madrid, Ed. 2, pp.568.
- Chuvieco, E., Riaño, D., Van Wagtenok, J., y Morsdorf, F. (2003). Fuel loads and fuel type mapping wildland fire danger estimation and mapping. The role of remote sensing data. *Remote Sensing*, 4, 119-142.
- CONAFOR. (2022). *Cierre estadístico 2021*. Coordinación general de conservación y restauración Gerencia de manejo del fuego. Guadalajara, Jalisco, México, 22pág.
- CONABIO. (2018). Sistema de alerta temprana de incendios, en: <http://incendios.conabio.gob.mx/>.
- CONABIO (2019). Bosques templados. Biodiversidad mexicana, en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado>
- CONAFOR. (2010). *Guía práctica para comunicadores*. Zapopan, Jalisco. México. 3ra Ed. 54pág.
- Darmawan, S., et al. (2020). Identification before-after Forest Fire and Prediction of Mangrove Forest Based on Markov-Cellular Automata in Part of Sembilang National Park, Banyasin, South Sumatra, Indonesia. *Remote Sensing*, 12(22), 3700.
- Didan, K. (2015). MOD13Q MODIS/Terra vegetation indices 16-day L3 global 250 m SIN Grid V006. from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13Q1.006>.
- Duff, T., Bell, T., y York, A. (2012). Predicting continuous variation in forest fuel load using biophysical models: A case study in south-eastern Australia. *International Journal of Wildland Fire*, 22, 318-332.
- Duguy, B., Alloza, J. A., Baeza, M. J., de la Riva, J., Echeverría, M., Ibarra, P., y Vallejo, R. V. (2012). Modelling the ecological vulnerability to forest fire in mediterranean ecosystems using geographic information technologies. *Environmental Management*, 50, 1012-1026.
- Fares, S., Bajocco, S., Salvati, L., Camarretta, N., Dupuy, J.-L., Xanthopoulos, G., y Corona, P. (2017). Characterizing potential wildland fire fuel in live vegetation in the Mediterranean region. *Annals of Forest Science*, 74(1), 1.
- Fernández, G. V. (2019). *Efectos de la recurrencia y de la severidad de los incendios forestales en ecosistemas de pinar propensos al fuego*. Doctor. Universidad de León, España, pp. 154.
- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramirez, C., y Balzter, H. (2017). Extrapolating forest canopy fuel properties in the California rim fire by combining airborne Lidar and Landsat OLI data. *Remote Sensing*, 9, 394.
- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramírez, C., y Balzter, H. (2017). Quantifying biomass consumption and carbon release from the California Rim fire by integrating airborne LiDAR and Landsat OLI data. *Journal of Geophysical Research-Solid Earth*, 122, 340-353.

- García Morales, L. J., Estrada Castellón, A. E., Cantú Ayala, C., Jurado Ybarra, E., y Villarreal Quintanilla, J. A. (2014) *Diversidad y conservación de los encinos (Fagaceae) en el estado de Tamaulipas*. en A. Correa S., J. V. Horta, J. García y L. Barrientos (Eds.), Biodiversidad Tamaulipeca 2(1)3-13. Tecnológico Nacional de México.
- Gil, S. B. (2020). Aplicación de cadenas de Markov. Grado en Estadística. Facultad de Ciencias, Universidad de Valladolid, España, pp.45.
- Government Canada. (2021). Natural resources Canada. Canadian Forest Fire Danger Rating System (CFFDRS).
- Hernández, G. J., Rodríguez, O. G., Enríquez, J. R., Campos, A.G. V., Hernández, H.A. (2016). Biomasa arbustiva, herbácea y en el piso forestal como factor de riesgo de incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(36):51-63
- Jiménez, L. E. (2019). Cadenas de Markov especiales para simular el crecimiento del Área Metropolitana de Toluca, 20017-2031. *Econpmía, Sociedad y Territorio*, XIX(60):109-140.
- Kong, B., Huan, Y., Rongxiang, D., y Wang, Q. (2018). Quantitative estimation of biomass of alpine grasslands using hyperspectral remote sensing. *Rangeland Ecology and Management*, 72(2), 336-346.
- Malak, D. A. y Pausas, J. G. (2006). Fire regime and post-fire Normalized Difference Vegetation Index changes in the eastern Iberian peninsula (Mediterranean basin). *International Journal of Wildland Fire*, 15(3): 407-413.
- Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Mataixi-Beineto, J., Gómez-Lucas, I. (2002) Evolution of indices of soil quality in a chronosequence of semiarid Mediterranean burned soils: influenced by climatic conditions or age of fire?. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. 90-77017-72-0.
- Matt, W. J. y Larry, B. (2021). *National Fire Danger Rating System*. Place (Versión) Published. Recuperado el: 21-11-2021 en: <https://www.firelab.org/project/national-fire-danger-rating-system>
- Mundava, C., Helmholtz, P., Antonius, G. T. S., Corner, R., McAtee, B., y Lamb, D. W. (2014). Evaluation of vegetation indices for rangeland biomass estimation in the Kimberley area of western Australia. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Tomo II (7), 47-53.
- Pérez Mojica, E., y Valencia-A, S. (2017). Estudio preliminar del género *Quercus* (Fagaceae) en Tamaulipas, México. *Acta botánica mexicana*, 120, 59-111.

- Pflugmacher, D., Cohen, W. B., Kennedy, R. E., y Yang, Z. (2013). Using Landsat-derived disturbance and recovery history and lidar to map forest biomass dynamics. *Remote Sensce Environment*, 151, 124-137.
- Reyes-Cárdenas, O., Treviño-Garza, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Cuéllar-Rodríguez, L., Flores-Garnica, J., y Cárdenas-Tristán, A. (2019). Modelización de biomasa forestal aérea mediante técnicas determinísticas y estocásticas. *Maderas y Bosques*, 25 (1) e2511622
- Reyes-Díez, A., Alcaraz-Segura, D., y Cabello-Piñar, J. (2015). Implicaciones del filtrado de calidad del índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista de Teledetección*, 43, 11-29.
- Rodríguez-Laguna, R., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., y Jurado-Ibarra, E. (2007). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en especies de encino y pino en Iturbide, N. L. *Revista Ciencias Forestales en México*, 32 (101), 39-52.
- Rojas-García, F., de Jong, B. H. J., Martínez-Zurimendí, P., y Paz-Pellat, F. (2015). Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, 72 (6), 835-864.
- Rothermel, R. C. (1972). *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*. In INT-115, edited by Res. Pap., 40 Ogden, UT: U.S: Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, pp.40.
- Rundel, P. W., Arroyo, M. T. K., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., Pausas, J. G., Vargas, P. (2018). Fire and Plant Diversification in Mediterranean-Climate Regions. *Frontier in Plant Science*, 9:851.
- SEMARNAT, CONAFOR. (2015). *Inventario estatal forestal y de suelos - Tamaulipas*. México: Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional Forestal, México, pp.183.
- Silva-Arredondo, F. y Návar-Cháidez, J. d. J. (2009). Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2), 155-169.
- Soriano-Luna, M. d. l. A., Ángeles-Pérez, G., Martínez-Trinidad, T., Plascencia-Escalante, F. O., y Razo-Zárate, R. (2015). Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 49 (4), 423-438.
- Testa, S., Soundaani, K., Boschetti, L., y Borgogno, M. E. (2018). MODIS-derived EVI, NDVI and WDRVI time series to estimate phenological metric in French deciduous forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 64, 132-144.

- Toboada, A., V. Fernández, E. Marcos, L. Calvo. (2018). Interactions between large high-severity fires and salvage logging on a short return interval reduce the regrowth of fire - prone serotinous forest. *Forest Ecology and Management*, 414:54- 63.
- Tonbul, H., Kavzoglu, T., y Kaya, S. (2016). Assessment of fire severity and post-fire regeneration based on topographical features using multitemporal Landsat imagery: A case study in Mersin, Turkey. *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLI-B8, 763-769.
- Torres, P. T. F., Romeiro, N. M. J., Santos, A. C. A., Neto, O. R. R., Lima, S. G., y Zanuncio, J. C. (2018). Fire danger index efficiency as a function of fuel moisture and fire behavior. *Science of the Total Environment*, 631-632, 1304-1310.
- Torres González, M. G. (2016). *Cadenas de Markov aplicadas al ordenamiento de páginas web*. Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla. México.
- Vega-García, D., Tatay, J., Blanco, R., y Chuvieco, E. (2010). Evaluation of the Influence of Local Fuel Homogeneity on Fire Hazard through Landsat-5 TM Texture Measures. *Photogrammetric Engineering and -remote Sensing*, 76, 853-864.
- Vega- Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Nava-Miranda, M. G., Calleros-Flores, E., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Preisler, H. K. (2018). Developing models to predict the number of fire hotspots from an accumulated fuel dryness index by vegetation type and region in Mexico. *Forest*, 9, 190.
- Zhang, G., Ganguly, S., Nemani, R., White, M., Milesi, C., Hashimoto, H., Myneni, R. (2014). Estimation of forest aboveground biomass in California using canopy height and leaf area index estimated from satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 151, 44-56.

Anexos

Artículo. Spatial and temporal variations of predicting fuel load in temperate forests of northeastern Mexico

Forests 2021, 12, x FOR PEER REVIEW

1 of 22

Article

Spatial and temporal variations of predicting fuel load in temperate forests of northeastern Mexico

Ma. del Rosario Aradillas-González¹, Virginia Vargas-Tristán², Ausencio Aruaza-Domínguez¹, Jorge V. Horta-Vega³, Javier Manjarrez³, Jorge Homero Rodríguez-Castro³, Crystian Sadiel Venegas-Barraza^{1*}

Citation: Aradillas-González, M.R.; Vargas-Tristán, V.; Aruaza-Domínguez, A.; Horta-Vega, J. V.; Manjarrez, J.; Rodríguez-Castro, J. H.; Venegas-Barraza, C. S. Spatial and temporal variations of predicting fuel load in temperate forests of northeastern Mexico. *Forests* 2021, 12, x. <https://doi.org/10.3390/xxxxx>

Academic Editor: Pietermans Lathams

Received: date
Accepted: date
Published: date

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Tecnológico Nacional de México - Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria. Blvd. Emilio Portes Gil N° 1301, 87010 Ciudad Victoria, Tamaulipas, México; rosayaz235@gmail.com (MdRAG); ausencio.ad@cihvictoria.tecnm.mx (AAD); jorge.hv@cihvictoria.tecnm.mx (JVHV); jorge.mh@cihvictoria.tecnm.mx (JHR); crystian.vb@cihvictoria.tecnm.mx (CSVB).
 2. Universidad Autónoma de Tamaulipas - Facultad de Ingeniería y Ciencias. Centro Universitario Ciudad Victoria, Tamaulipas, México; vvargas15@hotmail.com (VVT).
 3. Universidad Autónoma del Estado de México - Centro de Investigación en Recursos Bióticos. Instituto Literario, N° 100, 30000 Toluca, Estado de México, México; jlv@cihuacoma.mx (JM).
- * Correspondence: crystian.vb@cihvictoria.tecnm.mx (Tecnológico Nacional de México - Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria. Blvd. Emilio Portes Gil N° 1301, 87010 Ciudad Victoria, Tamaulipas, México).

Abstract: The prediction of fuel load areas and species associated with these events reduces the response time to fight forest fires. The objective of this study was to estimate the annual fuel load from 2009–2013, predict the annual fuel load in the rest of the ecosystem, identify species that contribute most to this load and compare the percentage of area by risk category in the temperate forests of Tamaulipas. Fuel load was estimated with inventory data using three models. Fuel load was predicted with elevation, total annual precipitation, mean annual temperature, and enhanced vegetation index from satellite scenes using partial least squares regression. The highest concentration of fuel load was associated with the oak, oak-pine, pine forest and mountain mesophyll forest ecosystems. The contribution of genera to fuel load was different. *Quercus* contributed the most variation among clusters, and the contribution among *Quercus* species was similar. The results highlight the importance of focusing fuel management programs on this type of ecosystem, emphasizing actions in particular *Quercus*, and the results can also serve as a basis for future research, such as carbon sequestration and forest management programs.

Keywords: Forest fire; clusters; vegetation index; partial least squares; PERMANOVA.

1. Introduction

Fuel load estimation allows the prediction and identification of forest fire risk areas [1, 2]. Forest fires affect approximately 34 million ha/year worldwide [3]. Fuel load can be estimated from direct measurements





Simposio virtual, en el marco de la celebración de 45 aniversario del Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, 2020





Carta de adhesión a la Red Nacional de Investigación del Manejo del Fuego Forestal

Morelia Michoacán a 27 de mayo del 2019

ASUNTO: Carta de adhesión a la Red Nacional de
Investigación del Manejo del Fuego Forestal

MA. DEL ROSARIO ARADILLAS GONZÁLEZ
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE CD. VICTORIA, TAMAULIPAS
PRESENTE

El motivo de esta carta, es para agradecer su respuesta favorable, para adherirse a la Red Nacional de Investigación del Manejo del Fuego Forestal; el objetivo de constituir esta red de investigadores y actores claves en el manejo de fuego, es atender los retos de investigación en torno a los fuegos en ecosistemas forestales en México.

En la parte final de esta carta, encontrara la información necesaria para mantener contacto. Sin más por el momento, le envío un cordial y afectuoso saludo.

Atentamente

Dr. Diego R. Pérez Salicrup

Coordinador

Red Nacional de Investigación del Manejo del Fuego Forestal

e-mail: diego@cieco.unam.mx

Teléfono Morelia: 443-3222708

Teléfono México: 55-56232708

Laboratorio: 42536

red.manejo.fuego@gmail.com

 Manejo del Fuego





XIII Congreso mexicano de recursos forestales, Linares, Nuevo León, 2017



Sociedad Mexicana de
Recursos Forestales, A.C.



Linares, Nuevo León, a 24 de junio de 2017

**MA. DEL ROSARIO ARADILLAS GONZÁLEZ
PRESENTE.-**

Por medio de la presente, hacemos de su conocimiento que la contribución denominada:

**CARGA DE COMBUSTIBLES Y RÉGIMEN DE INCENDIOS EN BOSQUES TEMPLADOS
DE TAMAULIPAS**

Cuyos autores son:
Ma. Del Rosario Aradillas González

HA SIDO ACEPTADA, en la modalidad de: ORAL, para ser presentada en el XIII Congreso Mexicano de Recursos Forestales, a realizarse en la ciudad de Linares, Nuevo León, del 4 al 6 de octubre de 2017, en la mesa de trabajo **MANEJO DEL FUEGO**

Aprovecho la ocasión para enviarle un cordial saludo, y le reitero mi entera disposición para cualquier aclaración o duda con respecto al evento.

**DR. EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ
PRESIDENTE DEL COMITÉ ORGANIZADOR
XIII CONGRESO MEXICANO DE RECURSOS FORESTALES**

Carretera Nacional Km. 145, C.P. 67700 A.P. 41
Linares, Nuevo León, México
Tel (821) 212-4895 ext. 156
congreso.forestales@uanl.mx

Incendios forestales

María del Rosario Aradillas González

Introducción

Los incendios forestales ocurren cuando el fuego se extiende de manera descontrolada y afecta a los bosques, las selvas, o la vegetación de zonas áridas (CONAFOR 2010). El fuego es un fenómeno natural, que juega un papel relevante en el mantenimiento, la evolución y producción de los ecosistemas del mundo, son esenciales para la biodiversidad (FAO 2007).

En el último siglo el régimen de fuego se modificó y afectó a estos ecosistemas (Westerling 2016). Cabe señalar que éste es un factor ecológico de importancia para algunos ecosistemas, debido a que influye en la sucesión ecológica determinándola, ciclándola, retrocediéndola y promoviendo (TNC 2004, Díaz-Nájera 2013). Los incendios forestales se manifiestan de manera natural desde que se originaron las primeras comunidades vegetales, hace aproximadamente 470 millones de años (Weiner *et al.* 1998, Stahlschmidt *et al.* 2015) debido a descargas eléctricas y erupciones volcánicas; sin embargo, 99% de éstos tienen causas antrópicas, principalmente por actividades agropecuarias, desarrollo urbano, accidentales, intencionales y resultado de negligencias (como las fogatas; CONAFOR 2010, SEMARNAT 2018), además de otros elementos derivados de dichas actividades, como oscilaciones climáticas y sequías regionales prolongadas, la proliferación de fuentes de ignición, la acumulación de combustibles, el cambio de uso del suelo y la topografía (Rodríguez-Trejo 2012, Yecom-Kent *et al.* 2017).

De esta forma, la pérdida anual de bosques a causa de los incendios es de 129 millones de hectáreas de bosques (FAO 2015), lo cual genera pérdidas económicas de alrededor de 2 677 millones de dólares anuales en el mundo (Doerr y Satin 2016). En México, en 2019 los incendios afectaron 633 678 ha (CONAFOR 2019).

En particular, Tamaulipas cuenta con una superficie forestal de 3 795 182.5 ha (47.8% del territorio estatal); por su localización geográfica cuenta con seis ecosistemas forestales: bosques (7.23% de la superficie forestal), selvas (11.14%), manglar (0.06%), matorral xerófilo (el más extenso en toda la entidad con 26.78%), otras áreas forestales (2.54%), y áreas no forestales (52.22%; CONAFOR y SEMARNAT 2014). Si se considera que en el estado se estima que la superficie afectada por incendios forestales es de 4 300 ha anuales (CONAFOR 2018a), el problema no es menor. Por ello, en el presente capítulo se evalúa el comportamiento del fuego en los ecosistemas forestales tamaulipecos en un periodo de 35 años, por medio de sistemas de información geográfica (SIG) e información documental.

Tipos de incendios forestales

Un incendio forestal se define como la propagación libre y no programada del fuego sobre la vegetación de los bosques, selvas, zonas áridas y semiáridas (CONAFOR 2010). Surgen como resultado de la interacción de tres factores básicos: material combus-