

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y
MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

**INTERACCIONES FUEGO-PAISAJE EN EL NOROESTE DE LA
SIERRA MADRE OCCIDENTAL DE CHIHUAHUA**

PRESENTA:

L.G. GABRIELA ISABEL ALVA ÁLVAREZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. CARLOS ALFONSO MUÑOZ ROBLES

ASESORES:

DR. ÁLVARO GERARDO PALACIO APONTE

DR. HUMBERTO REYES HERNÁNDEZ

AGOSTO, 2016

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

El Instituto de Investigación de Zonas Desérticas (IIZD) de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, bajo la tutoría del Dr. Carlos Alfonso Muñoz Robles

CON FINANCIAMIENTO DE:

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACyT)

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 334012

**LA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO
ATRAVÉS DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE
CALIDAD (PNPC)**

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca No. 334012 para realizar mis estudios de posgrado y esta investigación.

Al PMPCA por brindarme la oportunidad de realizar mi maestría y a todos mis profesores.

A la Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal no. 2, El Largo, Madera, por las bases de datos e información facilitada.

Al Dr. Carlos Muñoz Robles que más que ser mi asesor y maestro has sido un muy buen amigo, gracias por tus consejos, apoyo, paciencia y el tiempo que dedicaste a ayudarme.

A mi comité tutelar, Dr. Humberto Reyes Hernández, Dr. Álvaro Palacio Aponte y Dr. Daniel Núñez López por sus asesorías y consejos con los que pude mejorar mi tesis durante todo este proceso.

A mi mamá, por todo tu apoyo y por siempre creer en mí, porque gracias a ti he logrado todo esto y soy lo que soy. A mi hermano porque aunque estamos lejos siempre me has apoyado; a mis abuelos y a toda mi familia por su apoyo incondicional, en especial a Dulce y One por estar siempre al pendiente. A Villa, gracias por siempre estar ahí, por creer en mí y por hacer que siempre funcionara, te amo.

A mis maestros, compañeros y amigos de la maestría y a mis amigos que desde lejos me apoyaron siempre.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	5
ÍNDICE DE TABLAS	6
RESUMEN.....	7
1. INTRODUCCIÓN.....	11
1.1 Planteamiento del problema.....	13
1.2 Justificación.....	14
1.3 Objetivos	15
1.4 Hipótesis	15
2. ANTECEDENTES.....	16
2.1 El concepto de paisaje	16
2.1.1 Componentes y estructura del paisaje	17
2.1.2 Métricas del paisaje	19
2.1.3 Factores de perturbación del paisaje	21
2.2 Incendios forestales	22
2.2.1 Principales características de los incendios	23
2.3 Severidad de incendios	24
2.4 Índices espectrales para la detección de áreas quemadas.....	25
2.5 Interacciones fuego-paisaje.....	25
2.6 Estudios sobre la estructura del paisaje e incendios forestales	26
3. MATERIALES Y MÉTODOS	29
3.1 Contexto regional del área de estudio	29
3.2 Contexto municipal del área de estudio.....	30
3.2.1 Clima	30
3.2.2 Fisiografía y Geología.....	30
3.2.3 Vegetación y uso del suelo	31
3.2.4 Principales actividades económicas.....	32
3.3 Metodología	33
3.3.1 Pre-procesamiento imágenes satelitales.....	33
3.3.2 Elaboración de clasificaciones de vegetación	35
3.3.3 Delimitación de áreas quemadas	36
3.3.4 Cálculo y clasificación de severidad de incendio.....	37

3.3.5 Cálculo de métricas del paisaje.....	37
3.3.6 Análisis estadístico de datos.....	39
3.3.7 Elaboración de matrices de cambios y mapas de transición	40
3.3.8 Proyección a futuro de interacciones fuego-paisaje	40
4. RESULTADOS	42
4.1 Clasificaciones de vegetación	42
4.2 Incendios forestales y severidad de incendios.....	47
4.3 Características del paisaje pre-incendio vs paisaje post-incendio.....	52
4.4 Características del paisaje inicial relacionadas con el tamaño del incendio.....	59
4.5 Características del paisaje inicial relacionadas con la severidad del incendio	59
4.6 Identificación de los cambios en el paisaje ocasionados por la ocurrencia de incendios forestales	62
4.7 Proyecciones a futuro de las interacciones fuego-paisaje	66
5. DISCUSIÓN.....	68
5.1 Paisaje pre fuego vs post fuego	68
5.2 Características del paisaje relacionadas con la severidad y el tamaño de los incendios	71
5.3 Cambios en el paisaje ocasionados por incendios	73
5.4 Interacciones futuras fuego-paisaje.....	73
6. CONCLUSIONES	75
REFERENCIAS CITADAS	76
ANEXOS	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Incendios y superficie arbolada afectada de México	12
Figura 2. Paisajes según la escala en que se analiza (Turner et al., 2001).....	17
Figura 3. Elementos del paisaje.....	18
Figura 4. Tipos de parche según su origen (Forman, 1995).....	19
Figura 5. Localización del área de estudio en la Sierra Madre Occidental de Chihuahua	29
Figura 6. Clima del área de estudio	30
Figura 7. Regiones fisiográficas del área de estudio	31
Figura 8. Vegetación y uso del suelo del área de estudio	32
Figura 9. Porcentaje de vegetación y uso del suelo, 2000	43
Figura 10. Porcentaje de vegetación y uso del suelo 2005 e incendios 2000-2003.....	44
Figura 11. Porcentaje de vegetación y uso del suelo 2009 e incendios 2004-2007.....	45
Figura 12. Porcentaje de vegetación y uso del suelo 2014 e incendios 2008-2011.....	46
Figura 13. Área quemada (ha) por año	47
Figura 14. Severidad de los incendios en los periodos de estudio	48
Figura 15. Proporción de severidad de los incendios en cada tipo de vegetación.....	49
Figura 16. Ejemplo de NBR de un área quemada pre y post incendio 1999-2000	50
Figura 17. Severidad y recuperación en un área quemada al paso de los años.....	51
Figura 18. Proporción del área total por tipo de parche.....	53
Figura 19. Densidad de parches (No. de parches x 100 ha)	55
Figura 20. Índice del parche más grande (%)	57
Figura 21. División del paisaje (%).....	58
Figura 22. Diagrama de árbol para el modelo de severidad y características del paisaje inicial	61
Figura 23. Cambios de vegetación y uso del suelo 2000-2014	65
Figura 24. División del paisaje (%) 2000-2014-2030.....	66
Figura 25. Índice de diversidad de Shannon, 2000-2014-2030	66
Figura 26. Proyección de vegetación y uso del suelo 2000-2014-2030.....	67

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tipos de métricas del paisaje	21
Tabla 2. Imágenes satelitales Landsat 1999-2014	34
Tabla 3. Métricas de paisaje	38
Tabla 4. Fiabilidad global y estadístico Kappa de las clasificaciones de vegetación	42
Tabla 5. Valores promedio de área total (ha) por tipo de vegetación pre y post incendio (2000-2014)	52
Tabla 6. Valores promedio de densidad de parches (No. de parches / 100 ha) por tipo de vegetación pre y post incendio (2000-2014)	54
Tabla 7. Valores promedio del índice de diversidad Shannon pre y post incendio (2000-2014)	55
Tabla 8. Valores promedio del índice del parche más grande (%) por tipo de vegetación pre y post incendio (2000-2014)	56
Tabla 9. Valores promedio de división del paisaje (%) pre y post incendio (2000-2014)	57
Tabla 10. Pérdidas y ganancias (ha) de coberturas de vegetación y uso del suelo 2000-2014 en los polígonos incendiados	63
Tabla 11. Área (ha) y porcentaje de cambios en el paisaje de polígonos incendiados en los tres periodos de estudio	64

RESUMEN

Los incendios forestales en México son un factor de disturbio que impacta considerablemente a los ecosistemas forestales y genera cambios en su estructura y funciones. Asimismo, existe una estrecha relación entre el fuego y el paisaje; por un lado, existen aquellos paisajes que debido a su configuración son altamente vulnerables a la ocurrencia y propagación de los incendios, y por otro lado, la ocurrencia, extensión y dinámica de los incendios modelan la configuración espacial de los paisajes

El objetivo central de esta investigación fue analizar las interacciones fuego-paisaje en el Municipio de Madera en la Sierra Madre Occidental de Chihuahua en el periodo 2000-2014. Para esto, se identificaron las principales características de los paisajes afectados por incendios forestales en función de su severidad, se determinaron los cambios en el paisaje ocasionados por incendios forestales a través de métricas del paisaje y se generaron modelos de cambio del paisaje a futuro para detectar los cambios en la estructura del paisaje.

La metodología incluyó la clasificación de imágenes Landsat de los años 2000, 2005, 2009 y 2014 para obtener las principales cubiertas vegetales. Por otra parte, se identificaron los incendios que afectaron esta zona entre el 2000 y 2014 y su severidad mediante el normalized burn ratio (NBR). Finalmente, se calcularon métricas de paisaje y se analizaron los cambios entre los paisajes pre y post incendio. Por último se elaboró un escenario a futuro (2030) y se calcularon las métricas del paisaje en las áreas incendiadas para este escenario.

Los resultados mostraron que los incendios con severidades bajas son los que más ocurren en el municipio de Madera, y que el fuego es un factor importante en los cambios de la estructura del paisaje. Los análisis estadísticos realizados para los diferentes elementos del paisaje (número y densidad de parches, proporción del paisaje, índice del parche más grande, división de paisaje) mostraron diferencias significativas en los promedios de los paisajes pre-incendio y post-incendio. Además, se encontró que el tipo de vegetación que se quemó más es el bosque de pino, y que el bosque de encino presentó mayor recuperación después de los incendios. Las características del paisaje que influyeron en el tamaño de los incendios, fueron el número de parches de bosque de pino y de pino-encino, mientras que las principales características del paisaje inicial que influyen en la severidad de los incendios son: el índice del parche más grande de bosque de pino, densidad de parches de bosque de encino, densidad de parches de bosque de pino, área total de bosque de pino, número de parches de bosque de pino y el índice de parche más grande de bosque de pino-encino.

Finalmente, el bosque de pino tuvo mayores pérdidas de superficie, y el bosque de encino el que reportó una ganancia en área, mientras que las proyecciones a futuro (2030) mostraron un aumento en la diversidad, que potencialmente resultará en un paisaje más heterogéneo.

1. INTRODUCCIÓN

El fuego es un agente que se da de forma natural y que ha existido desde hace muchos años gracias a la interacción de diversos factores como el calor, combustible y la presencia de oxígeno. Este modifica la estructura y distribución de los ecosistemas terrestres. Sin embargo, los incendios forestales, son fenómenos perturbadores generalmente ocasionados por las actividades humanas como la agricultura, la ganadería, los cambios de uso del suelo o descuidos humanos.

En México, los ecosistemas terrestres suelen ser afectados y modificados por la incidencia de incendios forestales, su presencia, tamaño, frecuencia e intensidad han incrementado con el paso del tiempo, lo que se refleja en los cambios en el paisaje, su estructura y formación.

El estudio de los incendios forestales y las interacciones que pueda tener con los elementos y estructura del paisaje es muy importante, ya que hoy en día es complejo poder predecir cómo, cuándo o dónde sucederán los incendios forestales, sin embargo lo que sí se puede conocer es el tipo y las características de los paisajes más vulnerables y las zonas con mayor susceptibilidad a los incendios forestales y así ser utilizados para la elaboración de planes de manejo, conservación y restauración.

En México, los incendios forestales son un fenómeno que se encuentra distribuido considerablemente en los ecosistemas terrestres (Jardel et al., 2003; Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). Entre 1997 y 1998 hubo una alta incidencia de incendios forestales en México, quemándose 585,000 ha. De acuerdo con las estadísticas oficiales, en el año de 1998, 14,445 incendios forestales afectaron aproximadamente 200,000 ha de superficie forestal. Para el año 2003, 8,211 incendios forestales consumieron 88,261 ha de áreas boscosas y para el 2006 se registraron 8,725 incendios forestales afectando una superficie de alrededor de 42,118 ha. En 2011, al igual que en 1998 hubo una alta incidencia con un total de 12,113 incendios forestales y una superficie forestal afectada de 71,260 ha. El 2013 al igual que el 2011 tuvo una alta incidencia de incendios forestales con un total de 10,300 y una superficie afectada de 28,156 ha (figura 1A y 1B) (CONAFOR, 2006).

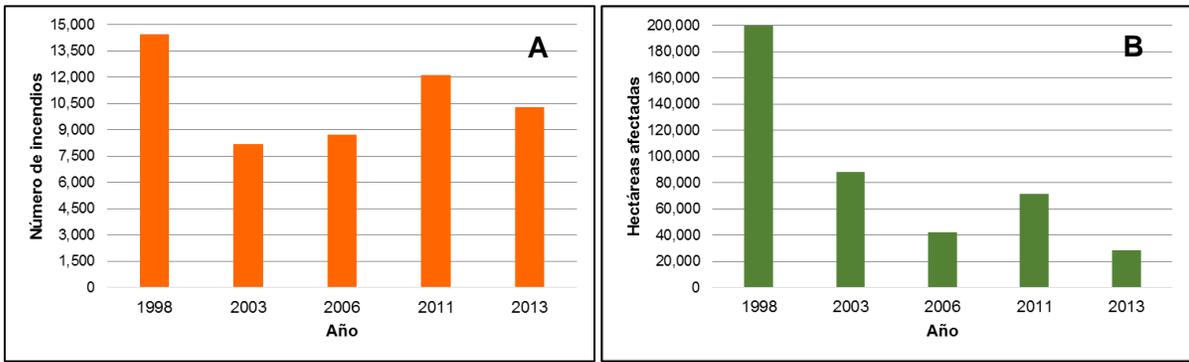


Figura 1. Incendios y superficie arbolada afectada de México

1.1 Planteamiento del problema

Los incendios forestales en México son un factor de disturbio que impacta de maneras distintas a los ecosistemas forestales en función de su severidad. El fuego es un agente natural de cambios sobre el paisaje que influye en el mantenimiento y evolución de los ecosistemas e implica modificaciones estructurales y funcionales de la cubierta vegetal (Alanís-Rodríguez et al., 2008; Di Bella et al., 2008; Michalijos y Uboldi, 2013). Sin embargo, algunas actividades humanas generan incendios forestales, como actividades agropecuarias y cambios de uso de suelo. La frecuencia de incendios en las últimas décadas ha sido uno de los principales factores que explica el desarrollo de paisajes altamente combustibles consecuencia de la continuidad y uniformidad espacial de su estructura (Pérez-Cabello et al., 2007).

Desde un punto de vista ecológico, y a partir del marco conceptual desarrollado en las dos últimas décadas dentro de la ecología del paisaje y otras disciplinas afines, el paisaje es una porción heterogénea y relativamente extensa del territorio compuesta por un mosaico de diferentes tipos de cubierta vegetal, usos del suelo y ecosistemas que interactúan entre sí (Forman y Godron, 1986; Saura Martínez de Toda, 2009). Los paisajes cuentan con tres características fundamentales, estructura (número, tamaño, forma y configuración espacial de los distintos elementos que lo componen), función, referida a las interacciones entre sus elementos, como flujos de energía, materiales y especies, propagación de perturbaciones; y finalmente, los cambios, que se refieren a las alteraciones en la cubierta vegetal, estructura o el funcionamiento del mosaico paisajístico a lo largo de un periodo de tiempo (Turner, 1989; Vázquez de la Cueva y Rodríguez Martín, 2008).

A escala regional, la probabilidad de incendios se asocia con múltiples factores como el clima, topografía, uso y cobertura del suelo (tipo y cantidad de combustibles asociados) y ciertas actividades humanas. El efecto más inmediato del fuego y de mayor envergadura ecológico-paisajística se manifiesta en el calcinamiento de la vegetación, consistente tanto en la quema directa como en la deshidratación de los tejidos vegetales debido a las elevadas temperaturas del fuego (Dickson et al., 2006; Pérez-Cabello et al., 2007; Rodríguez-Trejo, 1996). El análisis de los impactos del fuego sobre la estructura del paisaje es de gran interés para comprender e interpretar el origen de la estructura del paisaje de los ecosistemas actuales, y también para responder adecuadamente con medidas correctoras a los efectos negativos de las zonas incendiadas. Por una parte, existen paisajes altamente vulnerables que como resultado de su configuración espacial pre-incendio propician la ocurrencia y propagación de incendios, y, por

otra, la configuración espacial del paisaje es moldeada por la frecuencia y extensión de los incendios (Bajocco y Ricotta, 2008; Lavorel et al., 2007).

1.2 Justificación

En la actualidad, los incendios forestales son uno de los factores perturbadores que mayores afectaciones genera en el paisaje, además de ser uno de los principales modeladores de su estructura y distribución. Los incendios suelen generarse de forma natural o como resultado de actividades humanas, y poseen diversas intensidades, frecuencias y extensión del área quemada en función de las características del medio. Es complejo predecir con exactitud cómo, cuándo o dónde sucederán los incendios forestales. Sin embargo, es posible conocer el tipo y las características de los paisajes vulnerables y las zonas con mayor susceptibilidad a los incendios forestales y así ser utilizados para la elaboración de planes de manejo, conservación y restauración.

En el ámbito internacional, diversas investigaciones analizan los cambios en el paisaje como consecuencia de los incendios forestales, los tipos de paisajes quemados, sus características y aquellos lugares donde el fuego incide frecuentemente. Entre los principales resultados se ha encontrado que los incendios forestales repercuten directamente en patrones de distribución de la vegetación y la fragmentación del paisaje en Chile (Bizama et al., 2011). Por otra parte, en ambientes mediterráneos, se ha observado que tras el fuego la diversidad de paisaje presenta una mayor homogeneidad (Pérez-Cabello et al., 2007), y que el papel de la homogeneidad del paisaje aumenta la propagación del fuego, pero a su vez, los efectos del fuego son una fuente de la heterogeneidad del paisaje, en combinación con el uso de la tierra (Lloret et al., 2002).

Existe escaso conocimiento sobre la manera en que la estructura del paisaje predispone la ocurrencia de incendios forestales, y como éstos, a su vez, modifican el paisaje, tomando en cuenta las características, componentes y la estructura del paisaje en la Sierra Madre Occidental. Este trabajo contribuye a un mayor entendimiento del fuego en la región de la Sierra Madre Occidental de Chihuahua y su relevancia radica en que Chihuahua es uno de los estados donde existe mayor incidencia de incendios forestales en México. En 1999, fue el estado con mayor número de incendios, con un total de 1,476 y con una superficie quemada de 49,375 ha. Entre 1970 y el 2012, la tendencia del número de incendios forestales en Chihuahua ha ido incrementando, siendo 2011 y 2012 los años con mayor número de

incendios con 1,687 y 1,479, respectivamente. Además un promedio de 755,601 ha han sido afectadas en el Estado entre 1970–2012 (CONAFOR, 2015).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

1. Analizar las interacciones fuego-paisaje en el Municipio de Madera en la Sierra Madre Occidental de Chihuahua en el periodo 2000–2014.

1.3.2 Objetivos específicos

1. Identificar las características de los paisajes afectados por incendios a través de métricas del paisaje en función de la severidad del incendio, con el fin de clasificar los paisajes vulnerables a incendios.
2. Cuantificar los cambios en el paisaje ocasionados por incendios en el área de estudio.
3. Generar un modelo de cambio a futuro en función de las interacciones fuego-paisaje que muestre los cambios en la estructura del paisaje.

1.4 Hipótesis

La incidencia de los incendios es fuertemente influenciada por la estructura del paisaje, a mayor homogeneidad del paisaje, mayor será la ocurrencia de incendios y el área afectada. A su vez, en función de su severidad, los incendios forestales generan modificaciones en la estructura del paisaje, que se refleja en el número, tamaño y configuración espacial de los distintos elementos que lo componen. En función de su interacción con el fuego, los cambios en paisajes vulnerables resultarán en un mayor número de tipos de elementos del paisaje, y en un mayor número de parches de menor tamaño.

2. ANTECEDENTES

2.1 El concepto de paisaje

Paisaje es un término que puede ser utilizado para hacer referencia a diversos enfoques dependiendo del contexto en el que sea utilizado, por ejemplo, paisajes artísticos, arquitectónicos, culturales, naturales, antropogénicos, geográficos, ecológicos entre otros. Existen diversas definiciones de paisaje que lo determinan como un valor estético, un recurso o una combinación de elementos físicos, humanos, biológicos y ecológicos (Muñoz-Pedrerros, 2004).

El concepto de paisaje, fue introducido como un término geográfico-científico a principios del siglo XIX por A. Von Humboldt quien lo definió como el carácter total de una región de la tierra (Naveh y Lieberman, 2013).

La ecología del paisaje se define como el estudio de la complejidad de las relaciones causa-efecto existentes entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en una sección específica del paisaje (Vila Subirós et al., 2006). Para esta rama del conocimiento, el paisaje es una porción heterogénea y relativamente extensa del territorio compuesta por un mosaico de tipos de cubiertas vegetales, usos del suelo y ecosistemas que interactúan entre sí (Forman y Godron, 1986; Saura Martínez de Toda, 2009). Su interpretación dentro de la ecología del paisaje, busca analizar las características estructurales y morfológicas que forman parte de un territorio en un tiempo determinado y su evolución a lo largo del tiempo siguiendo a su vez, su incidencia a nivel de funcionalidad ecológica (Vila Subirós et al., 2006).

Un paisaje puede ser visto como diversos mosaicos de tamaño variable dependiendo de la escala espacial en que se analice. La ecología del paisaje puede estudiar paisajes que se extienden a lo largo de algunos metros o de varios kilómetros y debido a esto la estructura, las funciones y los cambios en el en estos dependerá su escala (figura 2) (Turner, 1989; Turner et al., 2001).

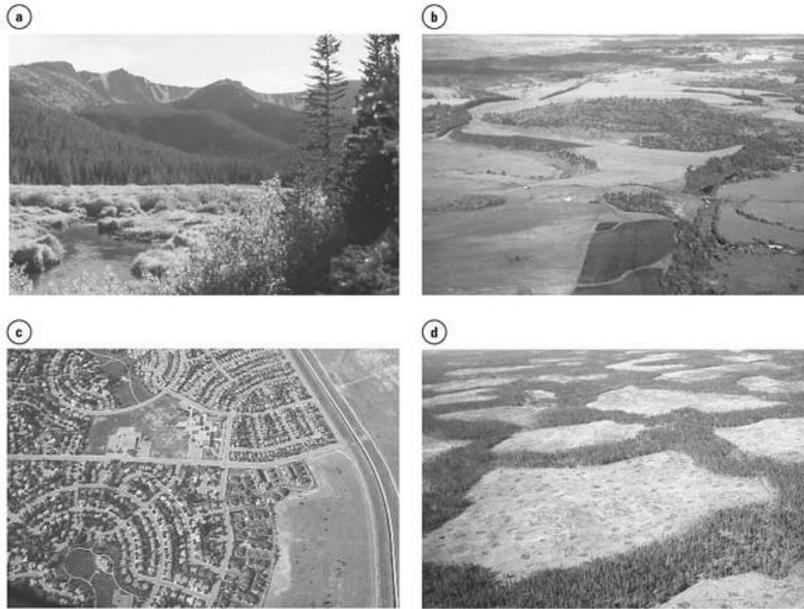


Figura 2. Paisajes según la escala en que se analiza (Turner et al., 2001)

2.1.1 Componentes y estructura del paisaje

Un paisaje desde el punto de vista ecológico, está constituido por diversos elementos y características que interactúan entre sí y que cumplen diversas funciones. Los paisajes cuentan con tres características fundamentales: estructura, función y cambio. La estructura está constituida por el número, tamaño, forma y configuración espacial de los distintos elementos que lo componen; el funcionamiento, se refiere a las interacciones entre sus elementos, como flujos de energía, materiales y especies, propagación de perturbaciones; y finalmente, los cambios, que se refieren a las alteraciones en la cubierta vegetal, estructura o el funcionamiento del mosaico paisajístico a lo largo de un periodo de tiempo. El número, forma, superficie y disposición de los diferentes elementos del paisaje condicionan la forma y dinámica dentro de este. El paisaje es formado por dos mecanismos que operan en conjunto dentro de sus límites, los procesos geomorfológicos y las perturbaciones específicas de sus componentes (Forman y Godron, 1981; Turner, 1989; Vázquez de la Cueva y Rodríguez Martín, 2008; Vila Subirós et al., 2006).

En la definición de paisaje existen diversos elementos que son importantes y que forman parte de su estructura y composición, siendo el principal el mosaico, que a su vez conformado por un conjunto de diversos elementos. Los tres principales componentes de un mosaico son: parches o fragmentos, que son las diferentes unidades morfológicas dentro del territorio y difieren entre ellos principalmente en origen y dinámica; aunque su tamaño, forma y

configuración espacial son también características importantes. Por otra parte, los corredores, que son las conexiones entre parches. Finalmente, la matriz, que se refiere al elemento dominante, es decir el elemento que ocupa una mayor superficie dentro del paisaje y que está formado por los parches y corredores (figura 3). La agrupación de estos elementos es la que determina la dominancia, heterogeneidad y las funciones de cada paisaje (Forman y Godron, 1981; Morláns; Vila Subirós et al., 2006).

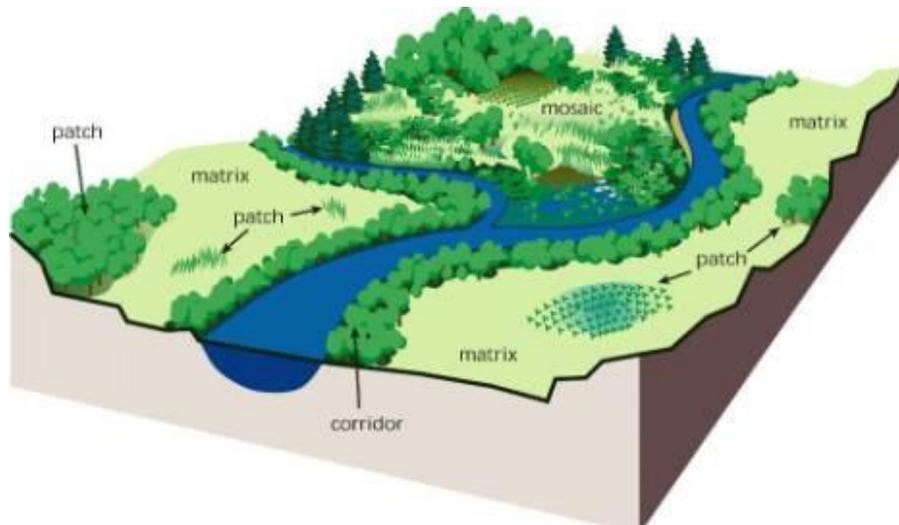


Figura 3. Elementos del paisaje

La matriz es el elemento que domina dentro del paisaje y en donde se encuentran incluidos otros elementos de este como los parches y corredores, Es la proporción del paisaje que se encuentra más conectada y además desempeña un papel fundamental en la dinámica del paisaje como los movimientos de energía, materiales y organismos (Etter, 1991; Morláns; Vila Subirós et al., 2006).

Los parches de un paisaje son comunidades o conjuntos de especies que se encuentran rodeados en una matriz con una estructura y composición de comunidad diferente. Son de tamaño variable y poseen un grado de homogeneidad interno. Pueden variar según su tamaño, forma, tipo y heterogeneidad. De acuerdo a su origen o mecanismo causante se pueden reconocer cinco tipos de parches: de perturbación, estos resultan de perturbaciones en áreas pequeñas de la matriz, pueden ser eventos únicos o repetitivos en el tiempo; remanentes, son resultado de la perturbación extensa de una matriz que deja una serie de islas no afectadas en su estado original; ambientales o de vegetación, estos se dan por las diferencias en las características y variaciones del sustrato en el material parental o en la hidrología; regenerados, se asemejan a los remanentes, sin embargo este ha vuelto a crecer en un sitio

previamente perturbado; y finalmente los parches introducidos que están directamente relacionados con las actividades humanas (figura 4) (Etter, 1991; Forman, 1995; Forman y Godron, 1981).

Los tipos de parches que forman al paisaje tienen distintas implicaciones ecológicas. La dinámica de los parches dentro de la matriz también es parte de los cambios en el paisaje y su proceso de transformación. El grado de cambio es variable y depende del tipo u origen del parche. Por ejemplo, el cambio en los parches se da lentamente; por el contrario, en los parches remanentes y los perturbados se da de manera relativamente rápida lo que permite observar el grado de sucesión, hasta que desaparecen al obtener una similitud con la vegetación adyacente (Forman, 1995).

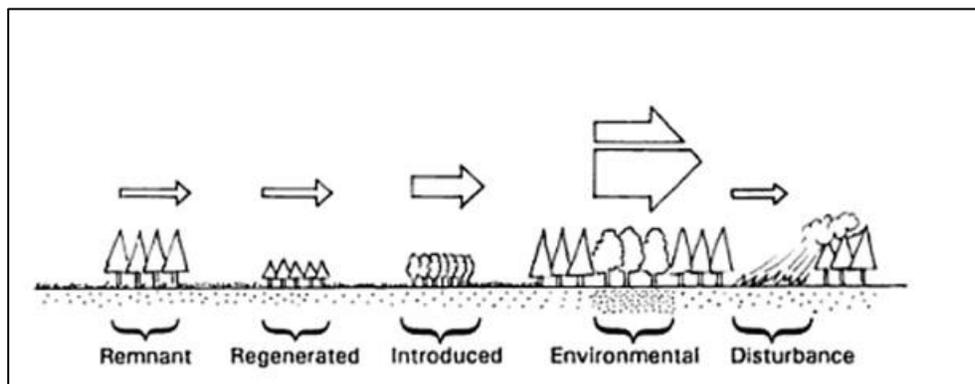


Figura 4. Tipos de parche según su origen (Forman, 1995)

Los corredores son franjas angostas y alargadas, de forma y dirección variables que conectan los parches y la matriz entre sí. Tienen como funciones principales el flujo de energía, materia y especies a través del paisaje, así como facilitar la conectividad, es decir la capacidad de los organismos para desplazarse entre parches que se encuentran muy separados. Sus características y condiciones difieren a las de la matriz. Existen dos tipos de corredores, los naturales y los culturales. Los primeros están relacionados con redes de drenaje, vías de migración animal o condiciones hidrológicas y litológicas; los segundos están determinados por aspectos relacionados a infraestructura o actividades humanas (Etter, 1991; Vila Subirós et al., 2006).

2.1.2 Métricas del paisaje

La ecología del paisaje incluye el estudio de los patrones del paisaje así como las interacciones entre los parches dentro de un mosaico y como estos patrones e interacciones cambian con el tiempo. El estudio de la estructura, composición, configuración y propiedades del paisaje es

uno de los objetos de estudio de la ecología del paisaje. Los diversos elementos que lo componen así como sus características, tipo, forma, tamaño, presencia de corredores, conectividad y distribución espacial pueden ser cuantificadas mediante el uso de sistemas de información geográfica y un conjunto de métricas o índices de la ecología del paisaje que son definidos como un conjunto de medidas cuantitativas agregadas derivadas del análisis digital de mapas temáticos (Benavente, 2010; Herold et al., 2003; McGarigal y Marks, 1995).

Los paisajes, a cualquier escala, están compuestos por patrones espaciales complejos, estos se pueden cuantificar de diversas maneras dependiendo del tipo de datos, la manera en la que se procesan y los objetivos de la investigación. El análisis del patrón del paisaje consiste en cuatro tipos básicos de datos espaciales correspondientes a las diferentes representaciones del patrón del paisaje: 1) modelos de puntos espaciales, estos representan colecciones de entidades en las que las ubicaciones geográficas de las entidades son de interés primordial, más que cualquier atributo cuantitativo o cualitativo de la propia entidad; 2) patrones lineales de red, son colecciones de elementos del paisaje lineales que se cruzan para formar una red y que buscan la caracterización de la estructura física de la red; 3) los patrones superficiales, que representan mediciones cuantitativas que varían de forma continua a través del paisaje y no hay límites explícitos y; 4) categórico o temático en los cuales patrones de mapa representan los datos en los que la propiedad del sistema de interés se representa como un mosaico de parches discretos (McGarigal y Marks, 1995).

Las métricas del paisaje son algoritmos que cuantifican las características espaciales específicas de parches, clases de tipos de parches o de mosaicos enteros de paisaje. Estas métricas están divididas en dos categorías generales: las primeras, cuantifican la composición del mapa, es decir las características asociadas con la variedad y abundancia de tipos de parche dentro del paisaje pero sin tener en cuenta los atributos espaciales como la ubicación o localización de los parches dentro del mosaico. Este tipo de métricas solo son aplicables a nivel paisaje ya que la composición requiere la integración de todos los tipos de parches. Las segundas categorías de métricas, cuantifican la configuración espacial del mapa, estas son más difíciles de cuantificar ya que se refieren al carácter espacial y la disposición, posición o la orientación de los parches dentro de la clase o del paisaje lo que requiere la información espacial para su cálculo. Este tipo de métricas puede ser cuantificada a nivel de parche o a nivel de toda la clase (tabla 1) (McGarigal, 2000; McGarigal y Marks, 1995).

Tabla 1. Tipos de métricas del paisaje

MÉTRICAS DE COMPOSICIÓN	MÉTRICAS DE CONFIGURACIÓN
Abundancia proporcional de cada clase	Distribución del tamaño de parches y su densidad: la medida más simple es el tamaño de parche.
Riqueza: número de diferentes tipos de parches	Complejidad de la forma del parche: referida a la geometría del parche
Uniformidad: abundancia relativa de cada tipo de parche	Área central: área interior de los parches, es decir el área no afectada por los bordes del parche
Diversidad: medida compuesta por riqueza y uniformidad (Shannon o Simpson)	Aislamiento/proximidad: es la tendencia de los parches a ser aislados en el espacio de otros parches de la misma clase
	Contraste: diferencia relativa entre tipos de parches
	Dispersión: tendencia de los parches para ser distribuidos con respecto a otros
	Subdivisión: grado en el que un tipo de parche es dividido
	Conectividad: conexiones funcionales entre parches

Fuente: (McGarigal, 2000)

Las métricas del paisaje también pueden ser calculadas a tres niveles: nivel de parche, es decir calcular cada tipo de parche en un mosaico; a nivel de clase, para calcular cada clase de tipo de parche; y a nivel paisaje, en el cual todo el mosaico es medido (Gökyer, 2013; McGarigal, 2000).

2.1.3 Factores de perturbación del paisaje

Una perturbación se puede definir como cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que altere ecosistemas, comunidades, la estructura de la población, genere cambios en los recursos y/o en la disponibilidad de sustrato o del medio físico (White y Pickett, 1985). Un paisaje puede responder a múltiples perturbaciones, y los efectos de estas son importantes pero difíciles de predecir. Según la forma en que se distribuyen, las perturbaciones se pueden dividir en dos tipos: aquellas que se esparcen en el mismo tipo de cobertura como por ejemplo la propagación de un parásito específico a través de un bosque; y aquellas perturbaciones que cruzan los límites de los ecosistemas y su difusión se da entre los diferentes tipos de cobertura,

como los incendios forestales, los cuales son vistos como factores destructivos y una amenaza para los ecosistemas forestales (Jardel et al., 2011; Turner et al., 1989).

Los ecosistemas están sujetos a eventos de perturbación episódicos que ocurren de manera discreta en el tiempo y modifican su estado, ambiente físico o estructura del paisaje reiniciando los procesos de regeneración y sucesión. Este tipo de eventos, forman parte de la dinámica de los ecosistemas. Las características del paisaje, pueden ser determinadas por la frecuencia, intensidad y extensión de la perturbación. A su vez, la heterogeneidad del paisaje puede retardar o aumentar la distribución de la perturbación dependiendo del modo en que el paisaje se encuentre distribuido, sin embargo, la distribución de la perturbación en paisajes heterogéneos, puede ser caracterizada con respecto a la susceptibilidad de este a la perturbación. Los componentes tanto bióticos como abióticos, así como la estructura y funcionamiento de los ecosistemas son afectados en diferentes grados, dependiendo de la perturbación (Jardel et al., 2011; Lloret et al., 2002) .

Las perturbaciones en el paisaje pueden ser naturales o antropogénicas. Entre los tipos de perturbación natural se encuentran el fuego, clima (viento, hielo, temperatura y precipitación), erosión, deposición, inundaciones y movimientos del suelo. Las perturbaciones antropogénicas son la tala de árboles, corte de leña, construcciones, actividades agropecuarias, etc. Los paisajes son impactados por incendios forestales en varios niveles de afectación. Después de ser afectados por incendios, los paisajes pueden encontrarse en tres tipos de condiciones: sin perturbación, con perturbación intermedia, ocasionada por incendios de alta frecuencia y baja intensidad; y perturbación intensa, causada por incendios de baja frecuencia y alta intensidad (Flores y Cabrera, 2011; Newton, 2007).

2.2 Incendios forestales

El fuego es la liberación de energía en forma de luz y calor, producto de la combustión. Es considerado un agente que ocurre de manera natural e influye en el mantenimiento, evolución, estructura y función de los ecosistemas y que ha impactado y modelado la mayoría de los ecosistemas forestales (Altamirano et al., 2013; Flores, 2011; Michalijos y Uboldi, 2013; Navarro Cerrillo et al., 2008). Sin embargo, algunas actividades humanas son un factor importante que generan incendios forestales, y México las principales son las actividades agropecuarias y cambios de uso de suelo.

Los incendios son la propagación libre del fuego sobre la vegetación forestal. Estos pueden ser considerados como perturbaciones ecológicas de efectos discretos o difusos, severos o destructivos, producidos por fuego de origen natural o antrópico, que se desarrolla sin control ni límites preestablecidos sobre terrenos con alguna clase de cobertura vegetal que utiliza como fuente de combustible la vegetación viva o muerta. Los disturbios generados a causa de incendios forestales, son un serio problema debido a los impactos ecológicos y económicos que generan (Flores, 2011; Parra-Lara y Bernal-Toro, 2010).

Los incendios forestales pueden clasificarse de dos maneras, por su origen y por su clase. Los incendios clasificados por su origen, pueden ser por causas naturales, los cuales son resultado de tormentas eléctricas, erupciones volcánicas, altas temperaturas, escasez de lluvias y falta de humedad, y suelen ocurrir en lugares aislados; estos tipos de incendio se caracterizan por ser poco frecuentes y de alta intensidad y por la práctica de actividades económicas como quemas agrícolas, fogatas y la falta de cuidado (Flores, 2011). Los incendios forestales están clasificados según el estrato de bosque que se quema; incendios subterráneos, superficiales y de copa. Los primeros se producen en las capas orgánicas del suelo debido a la escasez de oxígeno ocasionado por la compactación de las capas, estos tipos de incendios resultan muy destructivos para el suelo; los incendios superficiales se generan en sobre el suelo consumiendo el combustible compuesto por hierba, pasto, troncos; por último los incendios de copa son en los que el fuego suele propagarse de una copa a otra con gran rapidez, generalmente son causados por incendios superficiales (Flores, 2011).

2.2.1 Principales características de los incendios

Para que un incendio ocurra, deben de existir tres elementos que permitan la combustión: oxígeno, combustible y calor, además se deben cumplir ciertas características y factores que lo condicionen. Estas características se dividen en tres grupos: factores biológicos, topográficos y el régimen del fuego. Los primeros, son aquellos que dependen de la composición, estructura y disposición de la masa vegetal, composición florística, fenología y cantidad de combustible, el cual es la biomasa que potencialmente puede arder cuando es expuesta a una fuente de calor (Villers, 2006); los parámetros climáticos, como la presencia, intensidad y dirección del viento y la humedad de la atmósfera. Los segundos son los factores topográficos, geomorfología y suelo, los cuales determinan el avance del fuego y condicionan su velocidad y propagación. Y por último los factores que determinan la incidencia de incendios forestales conocidos como régimen de incendio: frecuencia, intensidad, tamaño, forma del

incendio. La magnitud del fuego depende de la cantidad, tipo, distribución, heterogeneidad y contenido de humedad del combustible disponible (Burgan et al., 1998; Fragoso et al., 1999; Matarredona Coll, 1996; Navarro Cerrillo et al., 2008).

Existen otros factores importantes que pueden definir el peligro de un incendio como el calor, la época y el lugar. Para que un incendio forestal inicie, se necesita una fuente de calor externa (ignición) que mantenga una temperatura superior a los 200°C; la escasa o nula presencia de lluvias y la existencia de mayor radiación solar es otro factor importante por lo que la época de peligro de incendios la cual es conocida como época seca o de estiaje comprende los meses de enero a julio. Por el lugar define la zona de riesgo como la proximidad de caminos, carreteras, poblados, zonas de pastoreo, lugares de recreo, áreas de aprovechamiento forestal (Flores, 2011; Fragoso et al., 1999).

2.3 Severidad de incendios

La severidad de un incendio puede ser definida como el grado de cambio en el suelo y en la vegetación, causados por el fuego. Los efectos de éste, pueden resultar en un mosaico de diferentes niveles de daños causados a la vegetación y al suelo en función del impacto con que las llamas inciden en cada zona. Los regímenes de fuego de severidad baja y mixta, mantienen mosaicos heterogéneos de bosques abiertos y semi-abiertos generalmente dominados por especies de árboles resistentes al fuego. Las diferencias en los patrones para la clasificación de la severidad dependen del tamaño del incendio; entre mayor sea el área quemada, habrá mayor diferencia en el grado de severidad; otros elementos relacionados con la severidad son el tipo de incendio, la intensidad del fuego, las propiedades de resiliencia del ecosistema, el estado de desarrollo sucesional de los rodales y la composición de la especie (Díaz Delgado y Pons, 1999; Escuin et al., 2007; Jardel et al., 2011; Wimberly y Kennedy, 2008).

Cuando un incendio forestal se genera, este consume la cubierta vegetal, carboniza el terreno, y altera el color del suelo. Estos cambios físicos pueden ser detectados mediante los sensores de las plataformas de teledetección. La manera más sencilla de estimar el efecto de los incendios es a través de la percepción remota, midiendo el cambio en propiedades de la vegetación a corto plazo, es decir, en el periodo de tiempo entre que el fuego se extinguió y el inicio de la siguiente temporada del crecimiento de planta.

2.4 Índices espectrales para la detección de áreas quemadas

Existen diversas formas para identificar las áreas quemadas, entre las que destaca el uso de los índices espectrales, utilizados para la discriminación de áreas quemadas mediante imágenes de satélite. Entre los índices más utilizados para la discriminación de áreas quemadas se encuentran los siguientes:

El Normalized Burned Ratio (NBR), que es un índice espectral para cartografiar áreas quemadas, que combina información sobre las bandas del infrarrojo cercano y el infrarrojo medio y que permite estimar la severidad de quemado (Díaz Delgado y Pons, 1999; Escuin et al., 2007; Jardel et al., 2011; White et al., 1996). Otro que es frecuentemente utilizado es el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), el cual es un índice de vegetación utiliza dos bandas, una en la región visible y otra en el infra-rojo cercano, su fórmula se representa de la siguiente forma: **NDVI= (R4-R3) / (R4+R3)**, donde R4 representa el infrarrojo cercano y R3 al visible. El Modified Burned Area Mapping Index (BAIM), es un índice para discriminar el área afectada través del infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo medio de onda corta (SWIR). Este índice es definido como **BAIM= 1/(R4-R7)² + (R4-R7)²** (Saldivia y Verdú, 2007). El Burned Index (MIRBI), es representado por una fórmula donde se utilizan las bandas 6 y 7; **MIRBI= 10R7 - 9.8R7 + 2** (Nieto y Isabel, 2008). Por último, el Global Environmental Monitoring Index (GEMI), es un índice creado como alternativa el NDVI para reducir las alteraciones atmosféricas, este utiliza las bandas del infrarrojo cercano y el rojo; **GEMI= eta x (1 - 0.125 x eta) - R7 - 0.125 / 1- R3)** (Cocero et al., 2000)

2.5 Interacciones fuego-paisaje

Los incendios forestales son un factor importante y complejo, que por un lado da forma a los paisajes y por otro está conformado por estos. Existe una fuerte relación e influencia entre el fuego y los patrones y dinámicas del paisaje. Por una parte, existen paisajes altamente vulnerables que como resultado de su configuración espacial pre-incendio propician la ocurrencia y propagación de incendios, y, por otra, la configuración espacial del paisaje es moldeada por la frecuencia y extensión de los incendios (Bajocco y Ricotta, 2008; Lavorel et al., 2007; Rego y Silva, 2014). Los incendios forestales son un tipo de disturbio altamente sensibles a la composición y estructura vegetal de un paisaje, a su vez, el régimen del fuego puede tener un efecto importante tanto en la tasa de cambio de la vegetación como en la secuencia de sucesión de los tipos de comunidades tras los incendios (Keane et al., 2004).

El fuego es un proceso natural que puede modelar paisajes, además de ser un importante componente integral dentro del proceso de retroalimentación de los patrones de paisajes naturales (Parisien et al., 2010). La ocurrencia de los incendios forestales en los ecosistemas naturales se puede considerar beneficioso o nocivo dependiendo del ecosistema del que se trata así como de la magnitud del evento. Esto se debe a que existen ecosistemas donde el fuego ocurre de manera natural con relativa frecuencia y cuyos organismos se encuentran adaptados para resistir el fuego y además dependen de este para su supervivencia; por otro lado existen ecosistemas donde los incendios son escasos o se encuentran ausentes y los organismos no están adaptados para resistirlos (Maass y Jaramillo, 1999).

Los patrones del paisaje como ciertos tipos de cobertura de suelo, que son más propensos al fuego debido a su estructura vegetal, el contenido de humedad y la composición de la carga de combustible, influyen en la propagación del fuego. Por otro lado, la ocurrencia de incendios puede afectar los patrones y dinámicas del paisaje cambiando la estructura de la vegetación y procesos del suelo en función de las adaptaciones al fuego de cada ecosistema. La propagación de los incendios forestales desde su punto de ignición se da en función de la abundancia y disposición de los parches dentro del paisaje. Una combinación de las diversas características de los incendios forestales como frecuencia, intensidad, severidad y su extensión, son los principales contribuyentes de la diversidad del paisaje conformado por mosaicos de diversas coberturas vegetales (Forman, 1995; Martín et al., 2013; Silva et al., 2011; Turner et al., 1989).

2.6 Estudios sobre la estructura del paisaje e incendios forestales

Los incendios forestales y los cambios que generan sobre el paisaje, así como las interacciones fuego-paisaje se han analizado en términos de los tipos de paisajes quemados, sus características y aquellos lugares donde el fuego incide frecuentemente. La mayoría de estos trabajos, han sido elaborados en diversos países.

Lloret et al. (2002) estudiaron la relación entre el régimen del fuego y los patrones del paisaje, analizando los cambios en la cubierta del suelo y la ocurrencia de incendios forestales en tres regiones de la península Ibérica en un periodo de tiempo de 1956-1993 y de 1975-1995. Los cambios en los patrones del paisaje en relación con el régimen de fuego, fueron analizados considerando métricas del paisaje como densidad de parche, tamaño promedio del parche, distancia promedio al parche más cercano de la misma categoría y densidad de borde, sus

resultados mostraron que las probabilidades que ocurra un incendio en zonas boscosas y homogéneas son más altas y que esto a su vez aumenta la heterogeneidad del paisaje después del incendio. Viedma et al. (2006), analizaron los efectos del cambios de uso del suelo, de la vegetación y el fuego sobre la estructura del paisaje usando imágenes satelitales de 1975-1990 y calculando algunas métricas del paisaje en España. Ambos trabajos reportan resultados similares que muestran que el papel de la estructura del paisaje es importante en la propagación de los incendios, pero que también los efectos del fuego son una fuente que modifica la estructura del paisaje.

Pausas (2006), analizó las interacciones entre los patrones del paisaje y el régimen de incendios. Utilizó modelos de simulación considerando tanto los patrones del paisaje como el fuego, generando cinco paisajes al azar incluyendo cuatro especies vegetales distribuidas espacialmente de diferentes maneras y aplicando también seis escenarios de fuego en cada paisaje. Posteriormente se calcularon los atributos del paisaje tanto inicial como final, los resultados sugieren que algunas especies aumenten y disminuyen en función del régimen de fuego. También mostraron que cada una de las diferentes estructuras y composiciones de los paisajes produjeron una dinámica diferente, comprobando que existe un claro patrón de interacción entre las características del paisaje y el régimen de incendio.

Posteriormente, se elaboraron dos estudios en España, elaborado por Pérez-Cabello et al. (2007), y otro en el periodo de 1987-2000 (Vázquez de la Cueva y Rodríguez Martín, 2008). En ambos se estudiaron la evolución y configuración del paisaje después de la ocurrencia de incendios forestales. Entre los principales resultados, se observó que los incendios forestales tienen un papel determinante en la dinámica de los paisajes y que el fuego incrementa la homogeneidad del paisaje.

En Portugal, se evaluaron las implicaciones de los incendios forestales en las dinámicas del paisaje en tres regiones durante un periodo de tiempo de 13 y 15 años tomando como año base 1990. También se evaluó la importancia del fuego y la cubierta del suelo inicial en la dinámica general del paisaje y se elaboraron proyecciones a futuro de los paisajes analizados. Se encontró que a largo plazo la dinámica del paisaje actual se traduce en un aumento de la diversidad del paisaje (Silva et al., 2011).

Por último, en Chile se estimaron la pérdida y fragmentación de ecosistemas ocasionados principalmente por incendios forestales de 1990-1998. Para cuantificar estas pérdidas fueron

utilizados índices de paisaje (área, densidad y tamaño de parches). Se encontró que los incendios forestales repercuten directamente en patrones de distribución de la vegetación y la fragmentación del paisaje (Bizama et al., 2011).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Contexto regional del área de estudio

El municipio de Madera, que se encuentra localizado en la Sierra Madre Occidental del estado de Chihuahua, entre las coordenadas 30° 40' 0"; 25° 30' 56" Latitud Norte; 109° 6' 30"; 104° 54' 8" Longitud Oeste cuenta con una extensión de 8,152 km² (figura 5). La Sierra Madre Occidental de Chihuahua se ubica en las provincias fisiográficas de Llanuras y Médanos del Norte, Sierras y Cañadas del Norte, Sierras y Llanuras Tarahumaras, Bolson de Mapimi, Sierras y Llanuras de Durango y Gran Meseta y Cañones Chihuahuenses (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2015). Los principales tipos de vegetación y uso de suelo que se encuentran en el área de estudio son agricultura, bosques de ayarín, bosque de encino, bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque de oyamel, chaparral, bosque de táscate, pastizal, selva baja caducifolia, bosque de mezquite y bosque de encino-pino.

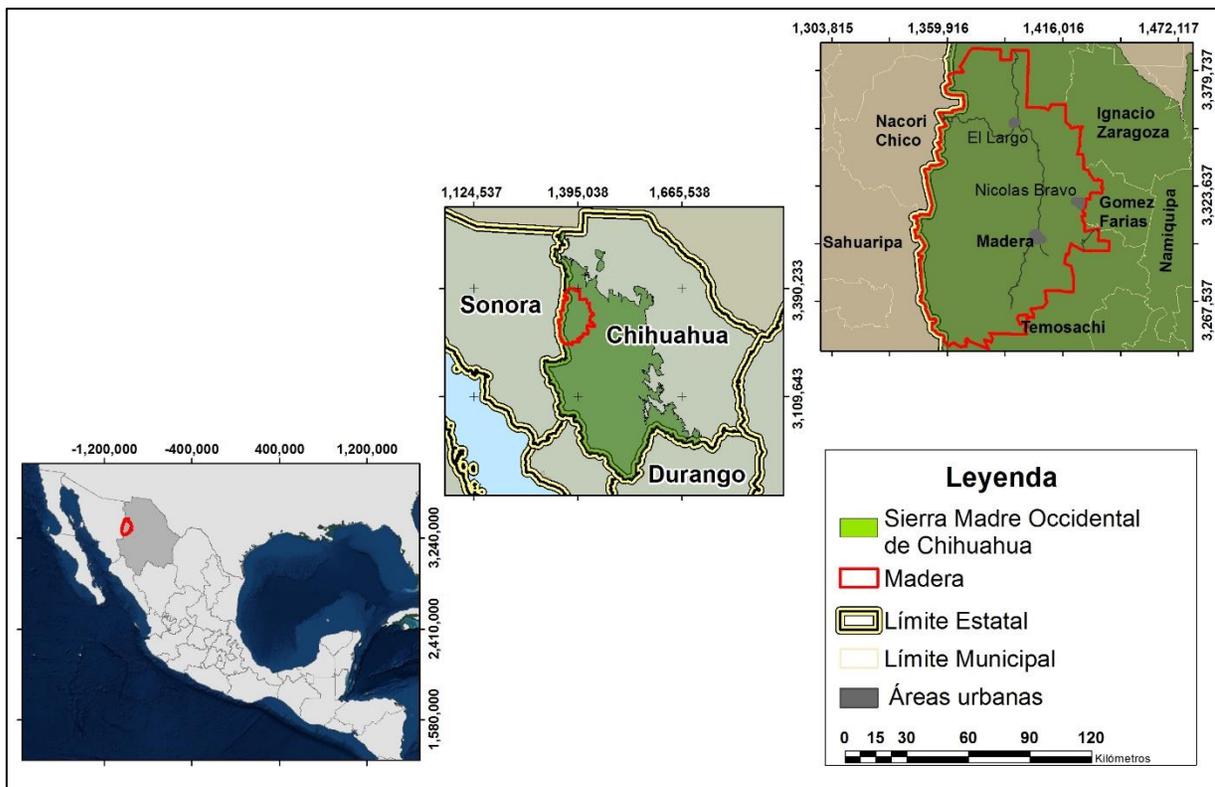


Figura 5. Localización del área de estudio en la Sierra Madre Occidental de Chihuahua

3.2 Contexto municipal del área de estudio

3.2.1 Clima

Los climas predominantes en el municipio de Madera son: climas áridos, semiáridos, templados, cálidos, semicálidos y semifríos distribuidos en toda el área. La temperatura media anual es de 17°C. Su temperatura máxima es mayor a 30°C y se presenta en los meses de mayo a agosto, mientras que la temperatura más baja es alrededor de 0° y se presenta en el mes de enero. Las lluvias se presentan principalmente durante el verano y son muy escasas, su precipitación media anual es de 800 a 1,500mm (figura 6) (García, 1998; Vidal-Zepeda, 1990).

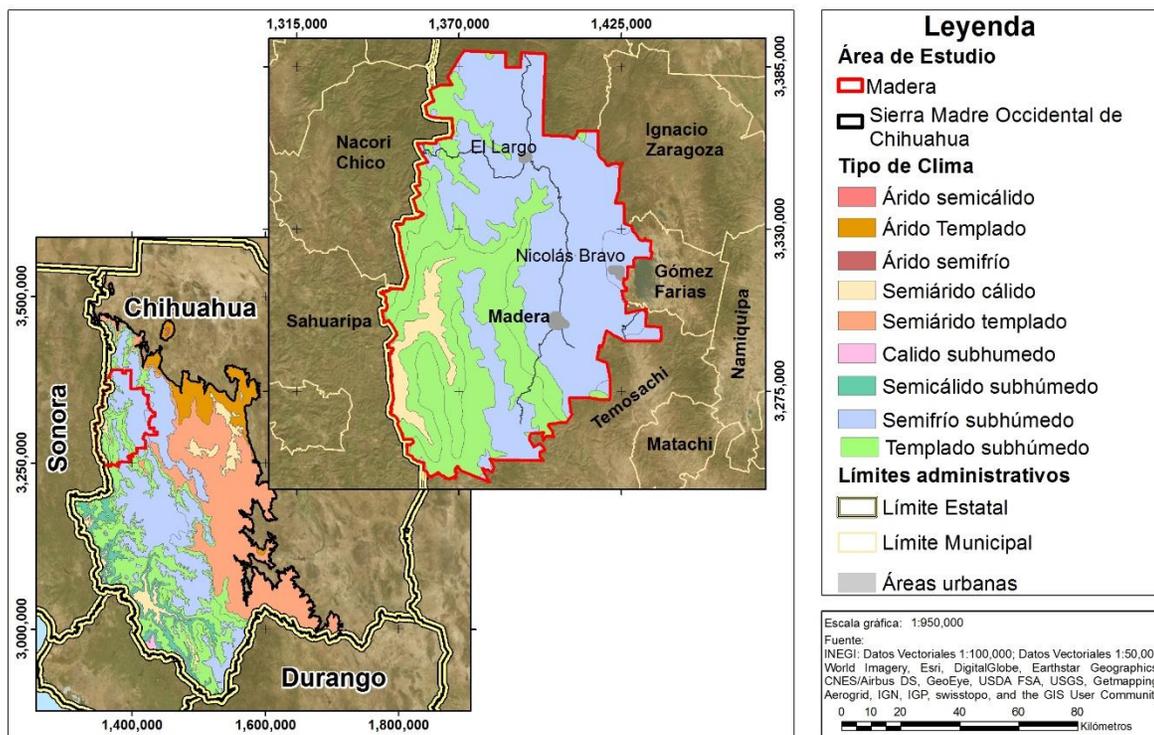


Figura 6. Clima del área de estudio

3.2.2 Fisiografía y Geología

La elevación media es de 2,500 m, sin embargo en la zona de Chihuahua alcanza altitudes de hasta 3,300 m. El municipio de Madera se encuentra dentro de las provincias fisiográficas Sierras y Cañadas del Norte, Sierras y Llanuras Tarahumaras (figura 7). Está conformada principalmente por rocas ígneas extrusivas, rocas calizas, lutitas, rocas ígneas intrusivas y

rocas metasedimentarias, entre otras. Los principales suelos que se pueden encontrar en esta zona son cambisoles, feozem, litosoles, fluvisoles, planosoles, regosoles, vertisoles, xerosoles y yermosoles (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2015).

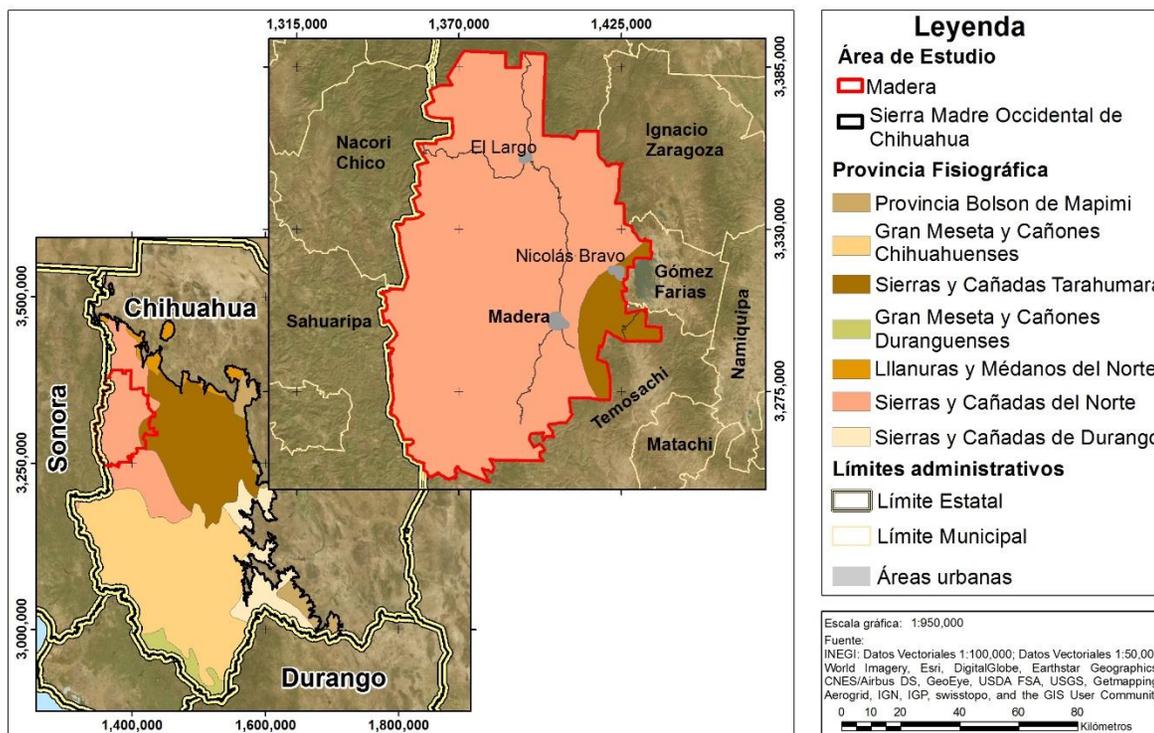


Figura 7. Regiones fisiográficas del área de estudio

3.2.3 Vegetación y uso del suelo

El municipio de Madera cuenta con diversos tipos de vegetación y uso del suelo, entre los principales se encuentran bosques de pino, bosques de encino, bosque de pino encino y selva baja caducifolia y subcaducifolia (figura 8) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2013). Entre las principales especies de pino se pueden mencionar: *Pinus engelmannii*, *P. durangensis*, *P. arizonica*, *P. leiophylla*, *P. ayacahuite*, *P. herreraii*. También se encuentran bosques de *Abies religiosa*, *Pseudotsuga menziessi* y *Quercus spp.*

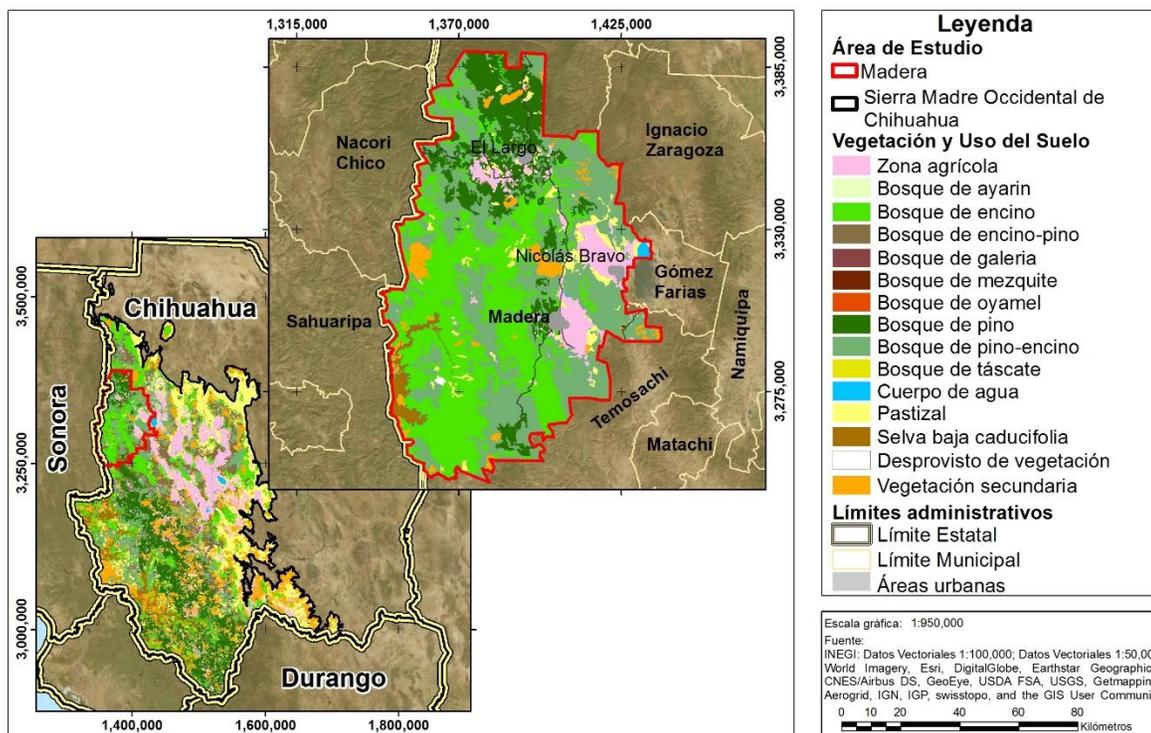


Figura 8. Vegetación y uso del suelo del área de estudio

3.2.4 Principales actividades económicas

Entre las principales actividades económicas de Chihuahua y el municipio de Madera se encuentran el aprovechamiento forestal y la producción maderable. Para los años 2012 y 2013 Chihuahua fue el segundo estado con la mayor participación maderable después de Durango con el 16.8% de la producción (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2014).

Debido a que el aprovechamiento forestal y la producción maderable son unas de las principales fuentes de ingreso para Chihuahua, se han implementado diversas medidas de manejo forestal las cuales se dividen en cuatro sistemas de planeación y/o sistemas silvícolas. El primero de estos métodos es el de desarrollo silvícola (MDS); este es un sistema de manejo para bosques coetáneos, en el cual la corta se regula por el volumen y el área y tiene como objetivo incrementar la productividad de los bosques a través de la aplicación de métodos silvícolas más intensivos. Otro de los métodos utilizados es el de control (MC), este consiste en hacer una evaluación periódica del aprovechamiento, la condición y organización especial del bosque, así como la vigencia del o los objetivos de manejo, la eficiencia de la prescripción pasada y la normatividad de la prescripción presente. El tercer método es el de selección (MS), este se aplica a bosques irregulares, y consiste en la realización de cortas de selección en

cada uno de los rodales, se busca cortar árboles de todos tamaños, los árboles grandes y maduros se cortan para obtener productos maderable y crear espacios para la regeneración, los árboles pequeños y jóvenes son cortados para mejorar el crecimiento de los árboles residuales. Por último, el método mexicano de ordenación de bosques irregulares (MMOBI), que se aplica en arbolado que ha alcanzado la madurez, considera también arbolado con daños físicos, plagado o con cualquier otra característica indeseable (GrupoPima's, 2009).

3.3 Metodología

En el contexto de este trabajo, se utilizará la definición de paisaje desde la perspectiva de la ecología del paisaje, en la que cada tipo de vegetación y uso del suelo constituyen los componentes del paisaje.

3.3.1 Pre-procesamiento imágenes satelitales

Se obtuvieron un total de 47 imágenes del satélite Landsat del año 1999 al 2014, (Path 33, Row 40; Path 33, Row 39; Path 34, Row 40), correspondientes al municipio de Madera (tabla 2), de la página GLOVIS (<http://glovis.usgs.gov/>). Para los años de 1999 al 2011, las imágenes fueron Landsat TM 5 y para los años 2013 y 2014 fueron Landsat 8 OLI. Todas las imágenes fueron reproyectadas a la proyección Lambert Conformal Conic. Posteriormente, para las imágenes de los años 2000, 2005, 2009 y 2014 que fueron utilizadas para elaborar clasificaciones de vegetación, se generaron mosaicos, uniendo las imágenes correspondientes a cada año y después se cortaron a la forma del área de estudio con el programa Erdas 9.1.

Tabla 2. Imágenes satelitales Landsat 1999-2014

Sensor	Satélite	Path	Row	Fecha
TM	5	33	40	07/01/1999
TM	5	34	40	14/01/1999
TM	5	34	39	15/02/1999
TM	5	33	39	10/01/2000
TM	5	33	40	10/01/2000
TM	5	34	39	17/01/2000
TM	5	34	40	17/01/2000
TM	5	33	40	17/03/2001
TM	5	34	39	24/03/2001
TM	5	34	40	24/03/2001
TM	5	34	39	06/01/2002
TM	5	34	40	06/01/2002
TM	5	33	40	16/02/2002
TM	5	33	40	18/01/2003
TM	5	34	39	30/03/2003
TM	5	34	40	30/03/2003
TM	5	33	40	05/01/2004
TM	5	34	40	13/02/2004
TM	5	34	39	16/03/2004
TM	5	33	40	07/01/2005
TM	5	34	39	30/01/2005
TM	5	34	40	30/01/2005
TM	5	33	40	10/01/2006
TM	5	34	39	02/02/2006
TM	5	34	40	02/02/2006
TM	5	33	40	14/02/2007
TM	5	34	39	21/02/2007
TM	5	34	40	21/02/2007
TM	5	33	40	17/02/2008
TM	5	34	39	24/02/2008
TM	5	34	40	24/02/2008
TM	5	33	40	03/02/2009
TM	5	34	39	26/02/2009
TM	5	34	40	26/02/2009
TM	5	34	39	12/01/2010
TM	5	34	40	12/01/2010
TM	5	34	39	06/02/2010
TM	5	33	40	24/01/2011
TM	5	34	39	16/02/2011
TM	5	34	40	16/02/2011
OLI	8	33	40	19/04/2013
OLI	8	34	39	28/05/2013
OLI	8	34	40	28/05/2013
OLI	8	34	39	07/01/2014
OLI	8	34	40	07/01/2014
OLI	8	33	40	16/01/2014

3.3.2 Elaboración de clasificaciones de vegetación

Con el fin de conocer el estado del paisaje y los cambios en la vegetación y uso del suelo, se elaboraron clasificaciones de vegetación supervisadas para los años 2000, 2005, 2009 y 2014; estos años fueron elegidos ya que se utilizaron como intervalos de tiempo para el análisis de los cambios en el paisaje y la severidad de los incendios, es decir, el año 2000 como año antes del incendio y 2005 como año post incendio; 2005 (pre-incendio) – 2009 (post-incendio); 2009 (pre-incendio) – 2014 (post-incendio). Estas clasificaciones de vegetación y uso del suelo del municipio de Madera fueron utilizadas para extraer la vegetación de las áreas quemadas, las cuales constituyen las áreas focales de estudio. Cada polígono incendiado se consideró como un paisaje individual.

Para las clasificaciones, se utilizaron puntos de verificación tomados a partir de Google Earth y de una base de datos proporcionada del Ejido El Largo del Municipio de Madera, la cual cuenta con datos de tipos de vegetación y uso del suelo, y producción forestal escala 1:20,000. Para los años 2000 y 2005, se utilizaron 168 y 160 puntos de verificación respectivamente y se definieron 7 tipos de vegetación y uso del suelo: bosque de pino, bosque de encino, bosque de pino-encino, selva baja caducifolia, áreas urbanas, áreas agrícolas y cuerpos de agua; para los años 2009 y 2014, se utilizaron 193 y 203 puntos de verificación. Los tipos de vegetación y uso del suelo fueron los mismos que los años anteriores, incluyendo además áreas desprovistas de vegetación. La clasificación de vegetación se realizó en el programa ENVI 4.8 Para elaborar la clasificación se utilizó como método el algoritmo de máxima verosimilitud (Maximum likelihood). Este algoritmo analiza y asigna cada pixel a la clase con la que muestra una mayor probabilidad de pertenecer (Chuvieco, 1996).

Una vez que las clasificaciones de vegetación y uso del suelo fueron finalizadas se elaboraron matrices de error para cada una, con el fin de conocer la fiabilidad global de estas, a través del cálculo del estadístico Kappa, y los errores de comisión y omisión. Para la elaboración de estas matrices, se utilizó como referencia la clasificación de vegetación y uso del suelo de INEGI serie V (Anexo 1).

3.3.3 Delimitación de áreas quemadas

Para identificar las áreas quemadas, se utilizó el programa ABAMS (Burned Area Mapping). La metodología que utiliza este programa sigue dos pasos principales. El primero, es el procesamiento individual de cada escena y la generación de compuestos temporales, esto se refiere al cálculo de la reflectancia, la temperatura y de algunos índices de bandas espectrales (NDVI, NBR, MRBI y GEMI). El segundo paso es la asignación de áreas quemadas (Bastarrika, 2014). Siguiendo este procedimiento, primero se procesaron las 46 imágenes satelitales (1999-2014), donde el programa identificó las bandas espectrales ópticas 1-5 y 7 para calcular la reflectancia de cada escena. Posteriormente, siguiendo con la primer fase del procesamiento de la imágenes, el programa calculó los índices espectrales más importantes para cartografiar áreas quemadas: Normalized Burned Ratio (NBR), Modified Burned Area Mapping Index (BAIM), Burned Index (MIRBI), Global Environmental Monitoring Index (GEMI) y el Normalized Difference Vegetaton index (NDVI).

Durante el segundo paso, la delimitación de áreas quemadas se realizó seleccionando una escena pre incendio y otra post incendio, por ejemplo 1999 (pre-incendio) 2000 (post-incendio); 2000 (pre-incendio) 2001 (post-incendio) y así sucesivamente hasta el 2014. Cada una de estas escenas pre-incendio y post-incendio se corrieron en el programa para generar los archivos multitemporales requeridos para el análisis. El programa utiliza los índices previamente mencionados para la delimitación de las áreas quemadas. A partir de las imágenes pre-incendio y post-incendio, se crearon áreas de entrenamiento sobre las áreas quemadas y una vez que estas fueron localizadas correctamente, se generaron los perímetros, dando como resultado un archivo shapefile con los siguientes atributos: fecha pre-incendio, fecha post-incendio, imagen pre-incendio, imagen post-incendio, el área quemada y la categoría (1 que incluye los polígonos detectados como quemados; 2, que incluye los polígonos que no pudieron ser detectados por el sensor, como nubes, sombras topográficas y errores del sensor; 3, donde se incluyen los polígonos que no fueron quemados). Los shapefiles fueron editados para que solo conservaran las áreas quemadas, que son las de interés para esta investigación. Una vez que se obtuvieron las áreas para cada año, aquellos polígonos menores a 4 ha fueron eliminados para cumplir el criterio de la unidad mínima cartografiarle indicado por la Comisión Nacional de Áreas Naturales protegidas (CONANP, 2007) quedando un total de 402 polígonos incendiados con un área total de 8,276.67 ha.

3.3.4 Cálculo y clasificación de severidad de incendio

Se utilizó el índice NBR para determinar la severidad relativa de los incendios. Este índice se calcula utilizando los valores de reflectancia del infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo medio de onda corta (SWIR) representado con la siguiente fórmula: **$NBR = (R4-R7) / (R4+R7)$** , donde R4 es el infrarrojo cercano y R7, el infrarrojo medio de onda corta (Key y Benson, 2006).

Se calculó la severidad del incendio para cada año usando el NBR obtenido anteriormente con el software ABAMS. Para esto se estimó el diferencial del NBR (dNBR) con la calculadora raster de ArcMap 10.1, restando el NBR pre-incendio del NBR post-incendio: **$dNBR = NBR_{pre-incendio} - NBR_{pos-incendio}$** . Los valores más altos representan las zonas con mayor severidad (pérdida de verdor y vigor de la vegetación). Una vez que los dNBR fueron calculados para todos los años, se clasificó la severidad de quemado de acuerdo a la metodología propuesta por (Key y Benson, 2006), utilizando cuatro niveles de severidad: severidad baja, severidad moderadamente baja, severidad moderadamente alta y severidad alta.

3.3.5 Cálculo de métricas del paisaje

A partir de los shapefiles de las áreas quemadas, se extrajeron para cada polígono quemado los valores de las clasificaciones de vegetación y uso del suelo para identificar los tipos de vegetación afectados por los incendios. Posteriormente, para conocer como estaba conformada la estructura del paisaje en cada uno de los años e identificar los cambios que surgieron como consecuencia de los incendios forestales, se cuantificaron métricas del paisaje a nivel de clase, es decir por tipo de vegetación y uso del suelo usando la extensión LecoS del programa Quantum Gis. Los análisis fueron elaborados para cada periodo (2000-2005, 2005-2009 y 2009-2014) y para el periodo inicial y final. Las métricas calculadas fueron el área total, porcentaje del paisaje, índice del parche más grande, número y densidad de parches, índice de división e índice de diversidad de Shannon (tabla 3). Estas métricas, con excepción del índice de Shannon fueron calculadas para los paisajes pre-incendio y post-incendio, para la severidad de los incendios y para la severidad por tipo de vegetación.

Tabla 3. Métricas de paisaje

Métrica	Fórmula	Significado de la fórmula	Rango de valores	Unidades	Descripción
Área total (CA)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	a_{ij} = área del parche (m ²)	>0 sin límite superior	Hectáreas	Es igual a la superficie total expresada en hectáreas.
Porcentaje del paisaje (PLAND)	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	P_i = Proporción del paisaje ocupado por un tipo de parche a_{ij} = área del parche (m ²) A = área total del paisaje	$0 < PLAND \leq 100$	Porcentaje	Cuantifica la abundancia proporcional de cada tipo de parche en el paisaje. Se aproxima a 0 cuando el tipo de parche es menor en el paisaje
Número de parches (NP)	$NP = n_i$	n_i = número de parches en el paisaje por tipo	≥ 1 , sin límite superior	Ninguna	Es igual al número de parches presentes en el paisaje, cuando NP es igual a 1 es porque el paisaje solo está formado por un solo tipo
Densidad de parches (PD)	$PD = \frac{n_i}{A} (10,000)(100)$	n_i = número de parches en el paisaje por tipo A = área total del paisaje (m ²)	> 0, sin límite superior.	No. Parches Cada 100 hectáreas	Es igual al número de parches presentes en el paisaje cada 100 hectáreas
Índice del parche más grande (LPI)	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$	a_{ij} = área del parche (m ²) A = área total del paisaje (m ²)	$0 < LPI \leq 100$	Porcentaje	Es el porcentaje de área total ocupado por el parche más grande. Cuando se acerca a 0, el parche es muy pequeño, cuanto más se acerca a 100 mayores es su tamaño.
División del paisaje	$DIVISION = \left[1 - \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right]$	a_{ij} = área del parche (m ²) A = área total del paisaje (m ²)	$0 \leq DIVISION < 1$	Porcentaje	Mide la probabilidad de que dos celdas elegidas al azar no pertenezcan a la misma región. Es 0 cuando el paisaje se compone de un solo parche. Se aproxima a 1 cuando el tipo de parche consiste en solo un pequeño parche de una celda en el área.
Índice de diversidad de Shannon	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$	P_i = Proporción del paisaje ocupado por tipo de parche	≥ 0 , sin límite	-	Es igual a cuando el paisaje contiene solo un parche, es decir no hay diversidad, aumenta cuando el número de parches diferentes incrementa

Fuente: Elaboración propia (McGarigal, 2000)

3.3.6 Análisis estadístico de datos

Los resultados obtenidos de las métricas del paisaje fueron organizados en una base de datos dividida en cinco partes, en la primera, se incluyeron el número, fecha y tamaño (ha) de cada incendio. La segunda, estuvo conformada por los datos de la vegetación pre incendio; la tercera parte incluyó los datos de vegetación post-incendio, donde 2030 en donde la vegetación secundaria se dividió en estados sucesionales de 15, 20 y 25 años. Posteriormente se agregaron los datos de severidad y por último el tipo de vegetación post incendio y la severidad. Para el análisis de la severidad, se utilizó el valor de severidad del incendio con mayor proporción dentro de cada polígono incendiado.

Debido a que los datos no se ajustaron a una distribución normal, se utilizaron pruebas no paramétricas. Para responder a la pregunta ¿cambian las características del paisaje después de un incendio?, se elaboraron pruebas de Wilcoxon pareadas con un valor de significancia del 5%, para comparar los promedios de las características de los paisajes pre-incendio y post-incendio (densidad de parches, índice de diversidad de Shannon, índice del parche más grande y división del paisaje) y determinar si existieron cambios en ambos periodos (pre-incendio y post-incendio).

Para responder a la pregunta ¿Que variables del paisaje inicial explican el tamaño de los incendios? se elaboró primero un análisis de correlación para identificar aquellas variables que estuvieran relacionadas con el área total de cada incendio, descartando aquellas que se encontraban directamente relacionadas con el área para evitar multicolinealidad entre las variables independientes. Una vez que esas variables fueron descartadas, las variables que mostraron mayor correlación fueron el número de parches del bosque de pino y de pino-encino. Seguido a esto, se realizó un análisis de regresión múltiple, donde las variables utilizadas fueron número de parches de bosque de pino, número de parches de pino-encino y área total de los incendios.

Por último, para responder ¿Cuáles son las características del paisaje inicial que influyen en el grado de severidad de un incendio?, y determinar si la severidad del incendio depende de las características del paisaje inicial se elaboró un árbol de regresión, que es una técnica estadística para la segmentación, estratificación, predicción, reducción de datos y el filtrado de variables continuas (Silvente et al., 2013). En este análisis se seleccionó como variable

dependiente la severidad del incendio (usando el valor de severidad de mayor proporción de área en cada polígono) y como variables independientes las características del paisaje. El método de crecimiento seleccionado fue el CART que consisten en un algoritmo de árbol binario completo que hace particiones de los datos y genera subconjuntos precisos y homogéneos, estos dividen los datos en segmentos para que sean lo más homogéneos posible respecto a la variable dependiente (Silvente et al., 2013). Los criterios seleccionados para la elaboración de este árbol fue una profundidad máxima del árbol con un valor de 5; el valor del nodo parental fue de 20 y del nodo filial de 10.

3.3.7 Elaboración de matrices de cambios y mapas de transición

Para identificar los cambios en la cobertura y uso del suelo en los periodos de estudio y así determinar los cambios espaciales en el paisaje ocasionado por los incendios forestales, se utilizó el programa TerrSet 18.0, en el módulo de Land Change Modeler en el apartado de Change Analysis. En este, se elaboró un mapa de transición para el periodo 2000-2014.

Para generar el mapa de transición, primero se requirió exportar los archivos utilizados a un formato compatible con el programa TerrSet (.rst). Posteriormente, se utilizaron las clasificaciones de vegetación y uso del suelo elaboradas previamente de los años 2000 como periodo inicial y el año 2014 como periodo final. Una vez que el mapa de transiciones fue generado, se calculó el área de cada una de las transiciones de vegetación con el programa ArcMap 10.1 y se generaron matrices de cambios donde se muestra el porcentaje y el área de cada uno de los cambios.

En el programa TerrSet, en el módulo de change analysis, se elaboraron tablas y gráficos de pérdidas y ganancias de cada uno de los tipos de vegetación y uso del suelo, donde los números negativos representan cuantas hectáreas de la cobertura se perdieron entre ambos periodos (ej. 2000-2014) y los números positivos representan un aumento del tipo de vegetación.

3.3.8 Proyección a futuro de interacciones fuego-paisaje

Para identificar las zonas de mayor vulnerabilidad a la incidencia de incendios así como aquellas áreas susceptibles a sufrir cambios en su cubierta vegetal y en la estructura del paisaje, se realizaron proyecciones a futuro en un periodo de 15 años (2014-2030) en el programa TerrSet 18.1.

La proyección se elaboró a partir del mapa de cambio realizado en el módulo change analysis. Primero, en el módulo de Transition Potentials, se agregaron las variables de severidad, pendiente, elevación, orientación distancia a los caminos y distancia a las localidades y posteriormente se corrió el modelo para analizar cada una de las posibles transiciones. Una vez que este proceso fue terminado, se prosiguió a pasar al módulo de Change Prediction donde se elaboraron los mapas de cambio. Primero en la fecha de predicción, se seleccionó 2030, este periodo fue seleccionado debido a que las consecuencias de un incendio sobre el paisaje pueden ser observadas varios años después a la perturbación al igual que la respuesta del paisaje al fuego. Con este módulo, se obtuvieron dos tipos de predicción, una predicción dura y otra suave; la primera da como resultado un mapa de cobertura vegetal con las mismas categorías de los mapas insumo (clasificaciones de vegetación), en esta se presentan las posibles categorías a las que el área de estudio puede cambiar. Por su parte, la predicción suave, es un mapa de vulnerabilidad de cambio donde no se expone a lo que va a cambiar, sino el grado en que las áreas pueden cambiar.

Posteriormente, se utilizó el mapa con las coberturas vegetales proyectadas a futuro (predicción dura) para estimar las métricas del paisaje y analizar los cambios potenciales del paisaje a futuro. Con el fin de identificar los posibles cambios en la conectividad y diversidad del paisaje, únicamente fueron estimadas las métricas de división del paisaje e índice de diversidad de Shannon.

4. RESULTADOS

En esta sección se comienza describiendo las variables que permitieron la obtención de los datos necesarios para los análisis y posteriormente se describen los resultados de los análisis del paisaje, las interacciones fuego-paisaje y los cambios y los escenarios a futuro.

4.1 Clasificaciones de vegetación

Como resultado de las clasificaciones de vegetación para el municipio de Madera para los años 2000 y 2005 se definieron seis clases: bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque de encino, selva baja caducifolia, áreas agrícolas y áreas quemadas (figuras 10 y 11); y para los años 2009 y 2014 siete clases: bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque de encino, selva baja caducifolia, áreas agrícolas, área sin vegetación y áreas quemadas (figuras 12 y 13).

El tipo de vegetación que ha predominado en el municipio de Madera desde el año 2000 hasta el 2014 fue el bosque de encino, ocupando casi el 40% de la vegetación total, seguido del bosque de pino-encino que ha ocupado entre el 30 y 35% y en tercer lugar el bosque de pino que ocupó entre el 15 y 25% del área total. Otros tipo de vegetación y uso del suelo en Madera, son las áreas agrícolas que entre 2000 y 2014 ocuparon menos del 10%, la selva baja caducifolia y los cuerpos de agua con menos del 5% del área total. Para los años 2009 y 2014 también se encontraron áreas sin vegetación aparente, que ocupan menos del 1% del área (figura 9).

En la tabla 4 se presentan tanto la fiabilidad global como el estadístico Kappa calculado para las clasificaciones de vegetación de los años 2000, 2005, 2009 y 2014. Se puede observar que la fiabilidad de estas se encuentra el 88 y 91% siendo el año 2014 el de menor precisión y el 2005 el que tiene la mayor fiabilidad. En cuanto al estadístico Kappa, se puede observar que se encuentra entre el .86 y .92 siendo el año 2005 el que muestra una mayor precisión.

Tabla 4. Fiabilidad global y estadístico Kappa de las clasificaciones de vegetación

Año	Fiabilidad global (%)	Estadístico Kappa
2000	89	0.87
2005	93	0.92
2009	91	0.89
2014	88	0.86

Fuente: Elaboración propia

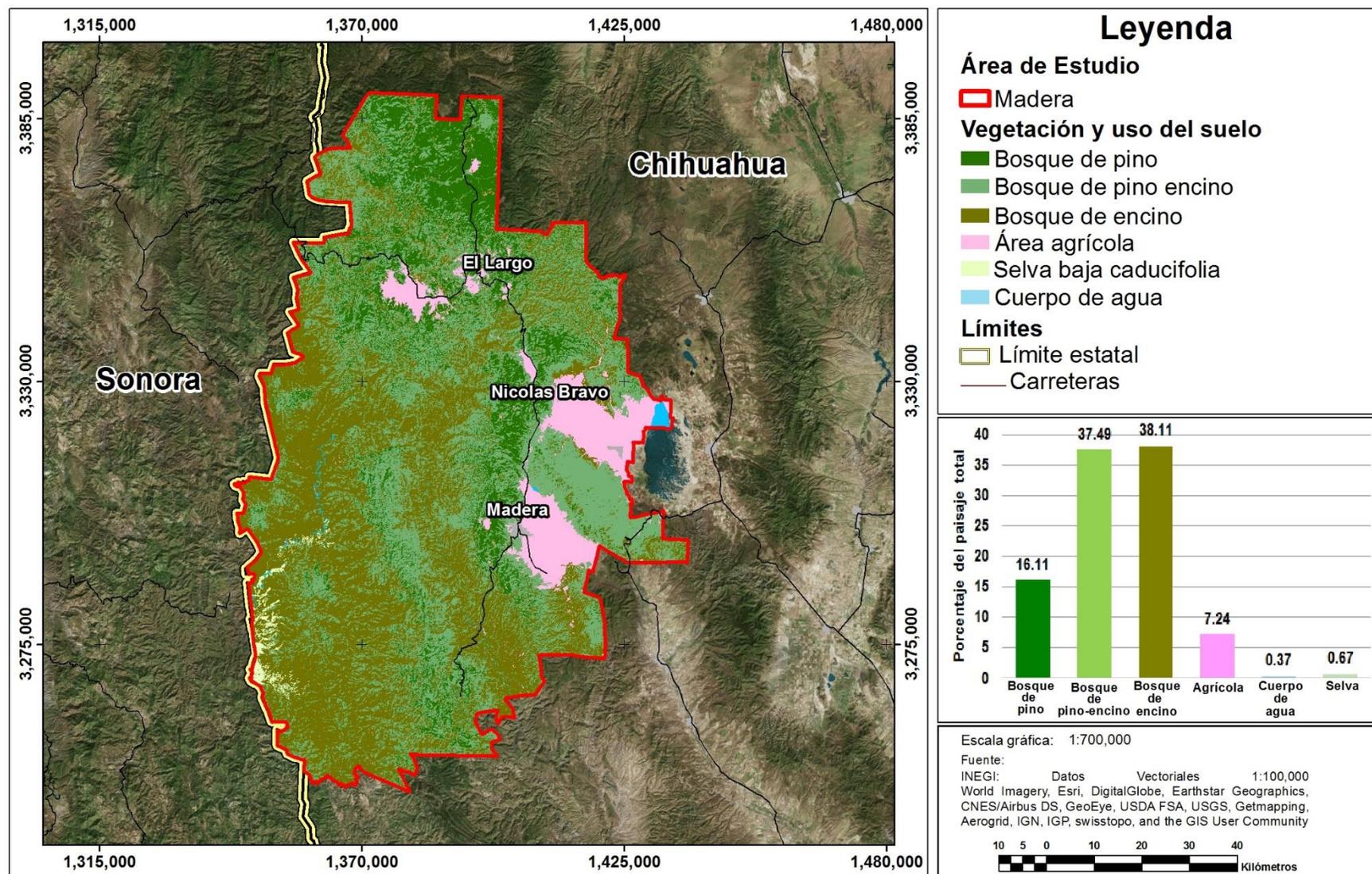


Figura 9. Porcentaje de vegetación y uso del suelo, 2000

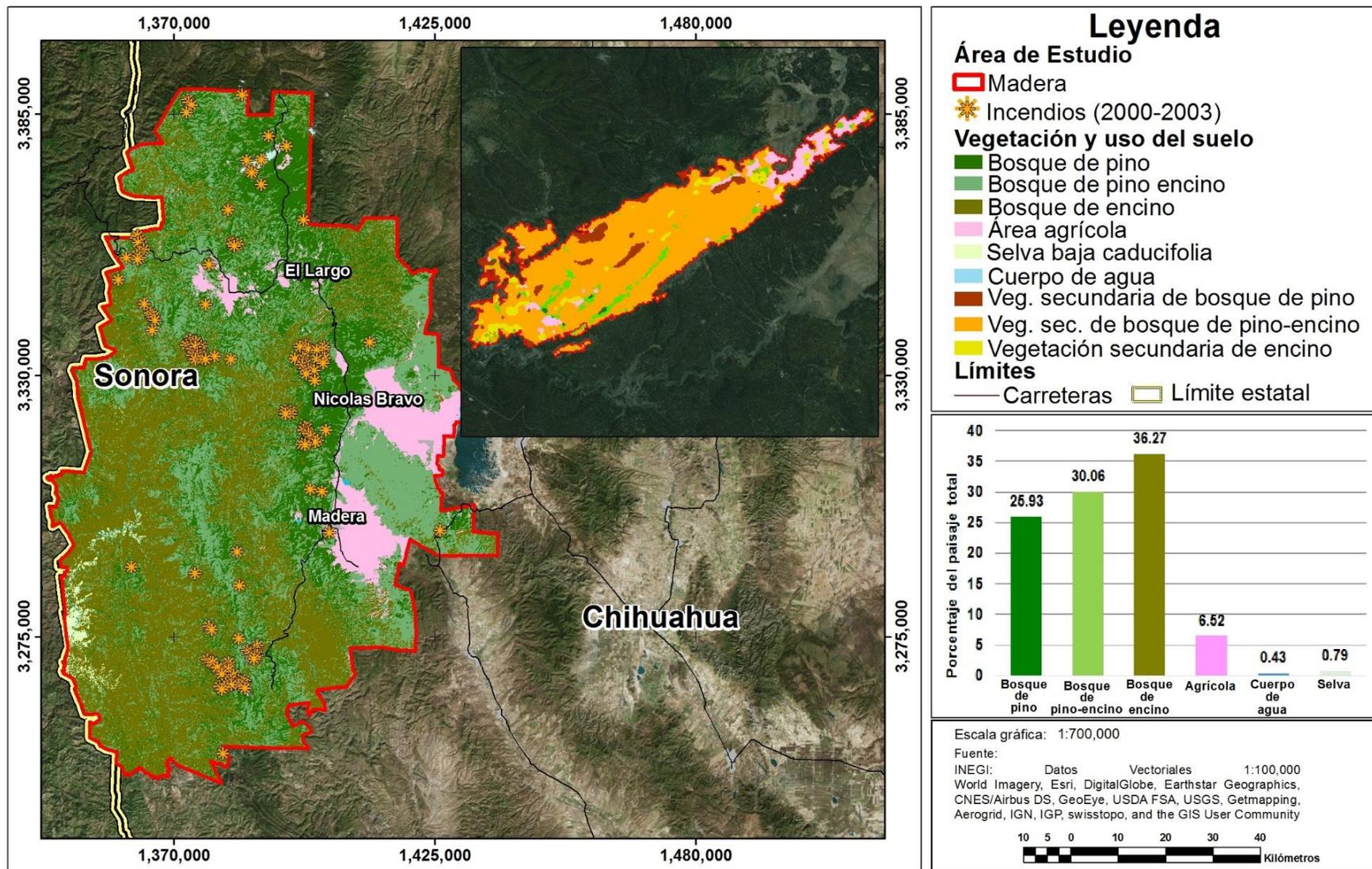


Figura 10. Porcentaje de vegetación y uso del suelo 2005 e incendios 2000-2003

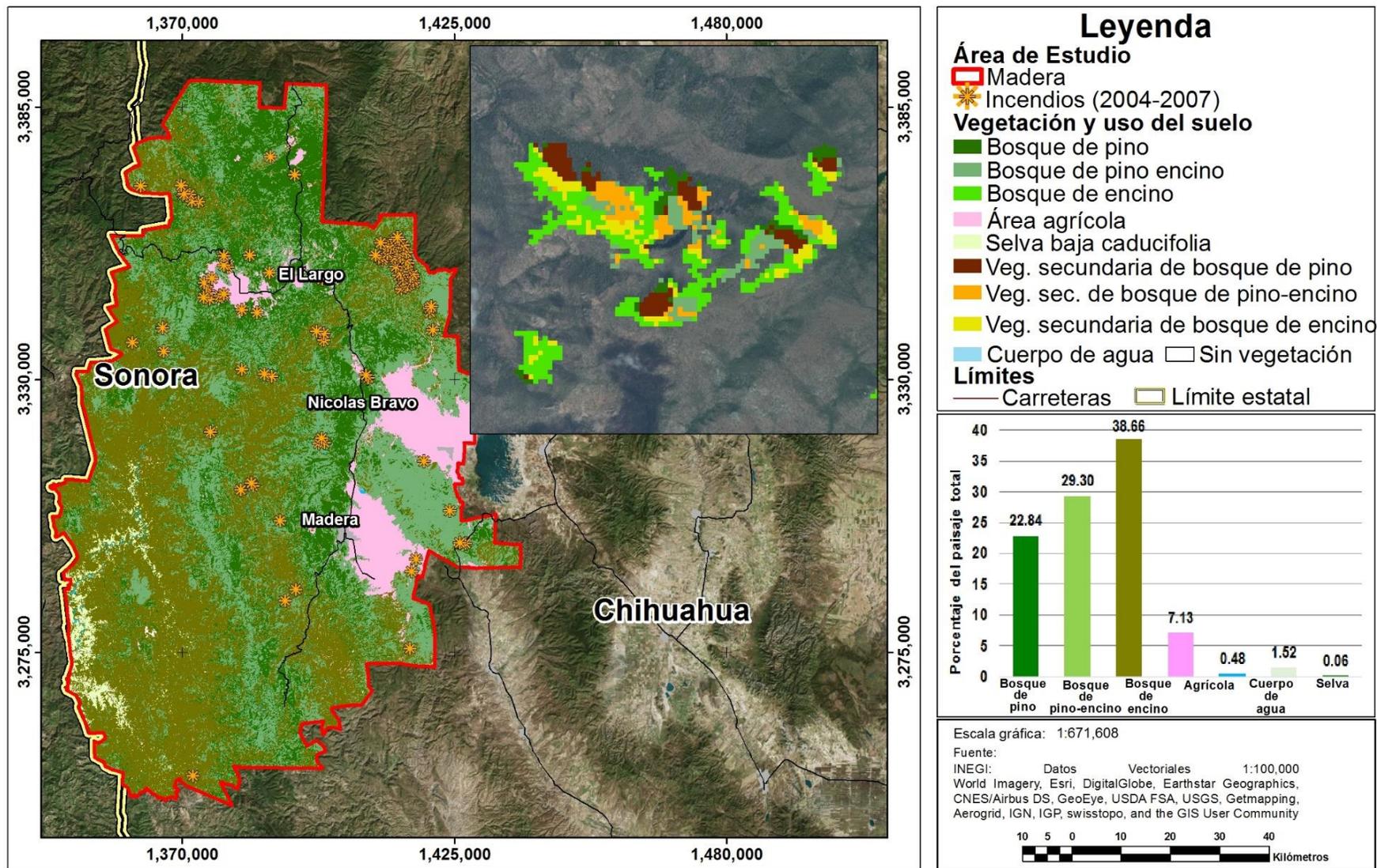


Figura 11. Porcentaje de vegetación y uso del suelo 2009 e incendios 2004-2007

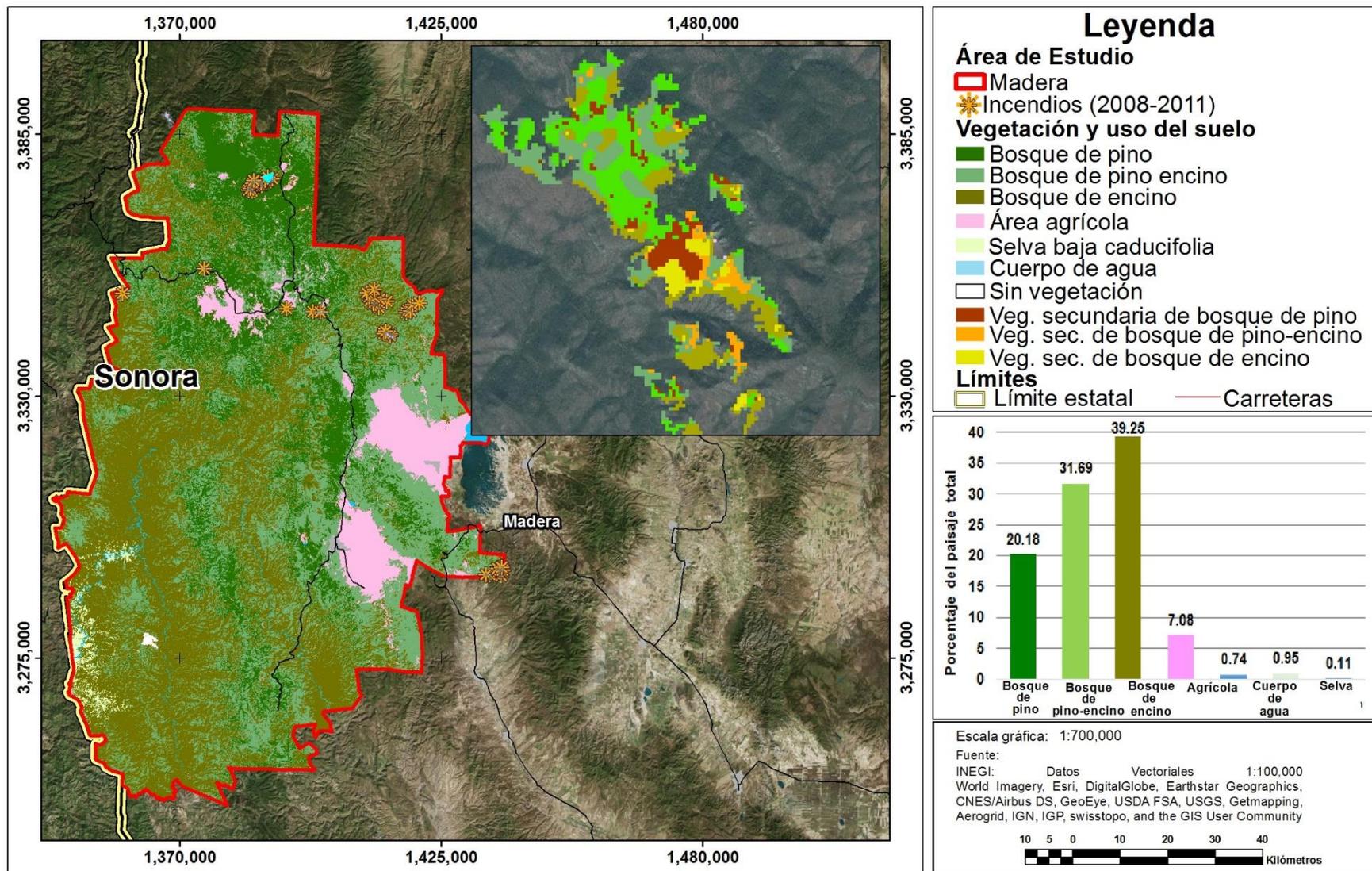


Figura 12. Porcentaje de vegetación y uso del suelo 2014 e incendios 2008-2011

4.2 Incendios forestales y severidad de incendios

Entre 2000 y 2014 se identificaron un total de 402 incendios forestales mayores a 4 ha en el municipio de Madera (figura 14). Los años donde se registró mayor superficie quemada fueron en primer lugar el 2000, con 3000 ha, seguido de los años 2001, 2003 y 2004.

En 2002, 2011, 2014, no se identificaron áreas quemadas, lo que podría deberse a que en esas fechas dichos eventos fueron menores a 4 ha, por lo que no fueron considerados en el análisis.

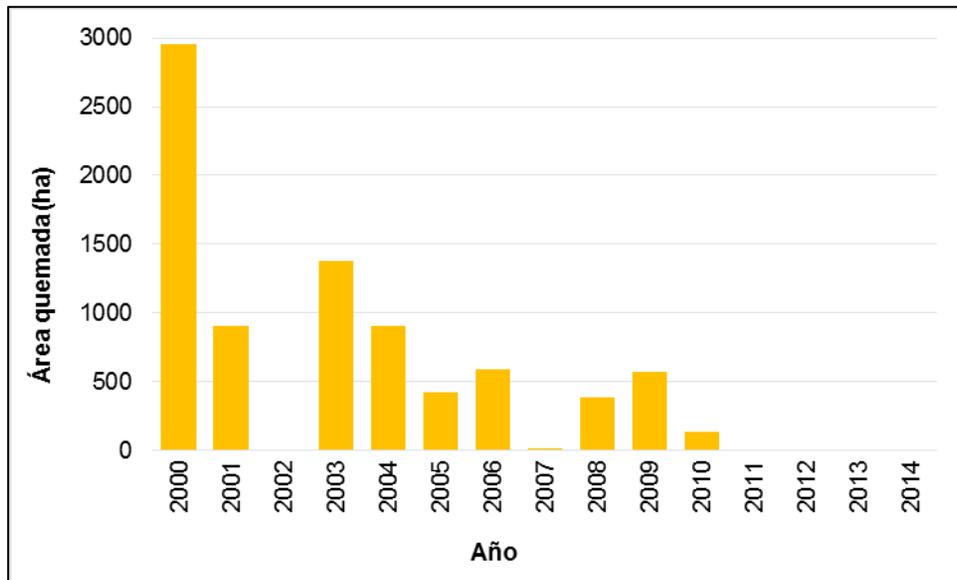


Figura 13. Área quemada (ha) por año

En los incendios forestales ocurridos se identificaron cuatro tipos de severidad: baja, moderadamente baja, moderadamente alta y alta. Entre el 2000 y 2014, más de la mitad de los incendios estuvieron distribuidos entre severidad baja (113 incendios) y severidad moderadamente baja (97 incendios); los incendios con severidad moderadamente alta fueron 87, mientras que los incendios con severidad alta fueron los menos frecuentes, registrándose únicamente 32 incendios (figura 15A). Para el periodo de 2000-2005, se registraron 163 incendios forestales, de los cuales 71 tuvieron principalmente severidades moderadamente altas, seguido de severidades moderadamente bajas (59 incendios) y 31 incendios con severidades altas. Los resultados muestran que en este periodo hubo la mayor cantidad de incendios con severidades altas (figura 15B). También se puede observar que los incendios de severidad baja fueron pocos, (únicamente dos incendios).

Durante el periodo de 2005-2009 se registró un mayor número de incendios (177) a comparación del periodo 2000-2005 y el número de incendios con severidades bajas y moderadamente bajas aumentó. Se registraron 80 incendios con severidades bajas y 20 incendios con severidades moderadamente bajas, lo que indica que las severidades bajas fueron las más frecuentes en este periodo. En cuanto a las severidades altas, se registraron 15 incendios con severidades moderadamente altas y únicamente un incendio de severidad alta (figura 15C).

Para el periodo 2009-2014, se registró la menor cantidad de incendios (62) e igual que el periodo anterior, los incendios con severidades bajas fueron los más frecuentes, y se registraron 31 incendios con severidad baja y 16 con severidad moderadamente baja. En cuanto a las severidades altas, se registró únicamente un incendio con severidad moderadamente alta (figura 15D).

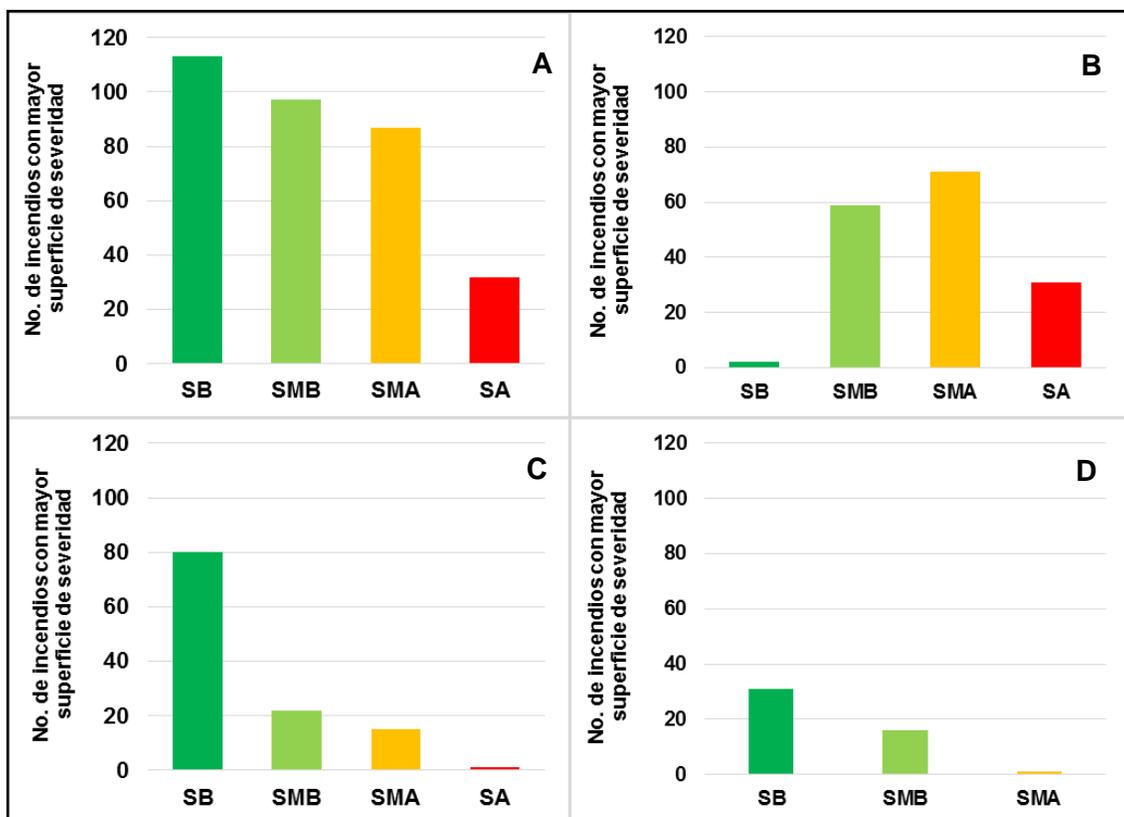


Figura 14. Severidad de los incendios en los periodos de estudio
A) Periodo 2000-2014; B) Periodo 2000-2005; C) Periodo 2005-2009; D) Periodo 2009-2014. SB (severidad baja) SMB (severidad moderadamente baja); SMA (severidad moderadamente alta); SA (severidad alta)

Para el periodo 2000-2005 (figura 16A) los incendios con severidades altas y moderadamente altas, afectaron a todos los tipos de vegetación, aunque el área de bosque de pino-encino fue mayormente afectado seguido por el bosque de pino.

Para los periodos de 2005-2009 y 2009-2014, las severidades que más afectaron la vegetación en el área de estudio fueron severidades bajas y moderadamente bajas. Al contrario de los incendios con severidades altas del periodo 2000-2005, estas severidades afectaron mayormente al bosque de encino y al bosque de pino-encino (figura 16B y C).

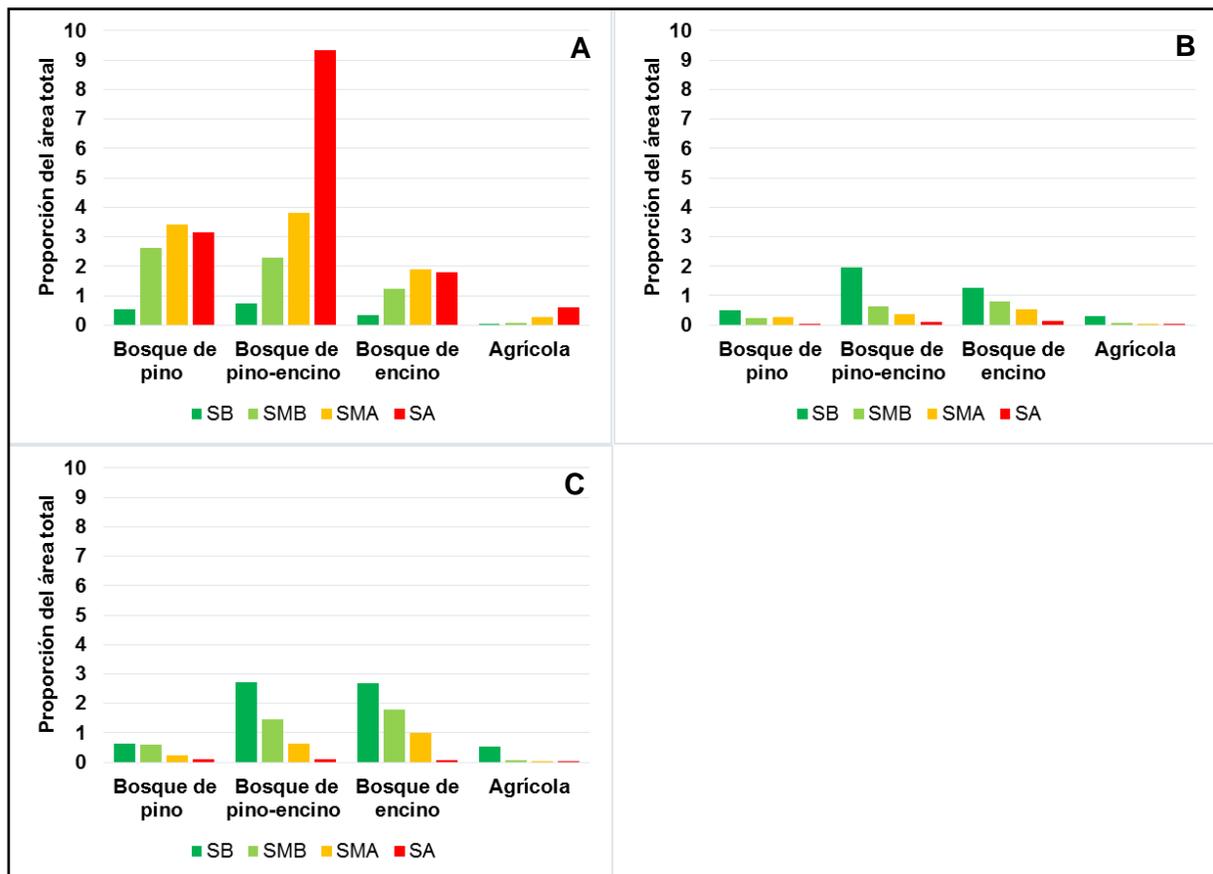


Figura 15. Proporción de severidad de los incendios en cada tipo de vegetación
A) periodo 2000-2005; B) periodo 2005-2009; C) periodo 2009-2014

En la figura 17, se muestra el NBR entre una imagen pre incendio y post incendio. En la figura 18, se muestran una imagen pre y post incendio así como la severidad del incendio donde se presentan distintas severidades en todo el polígono. También se muestra la recuperación de la vegetación después de 5 y 14 años

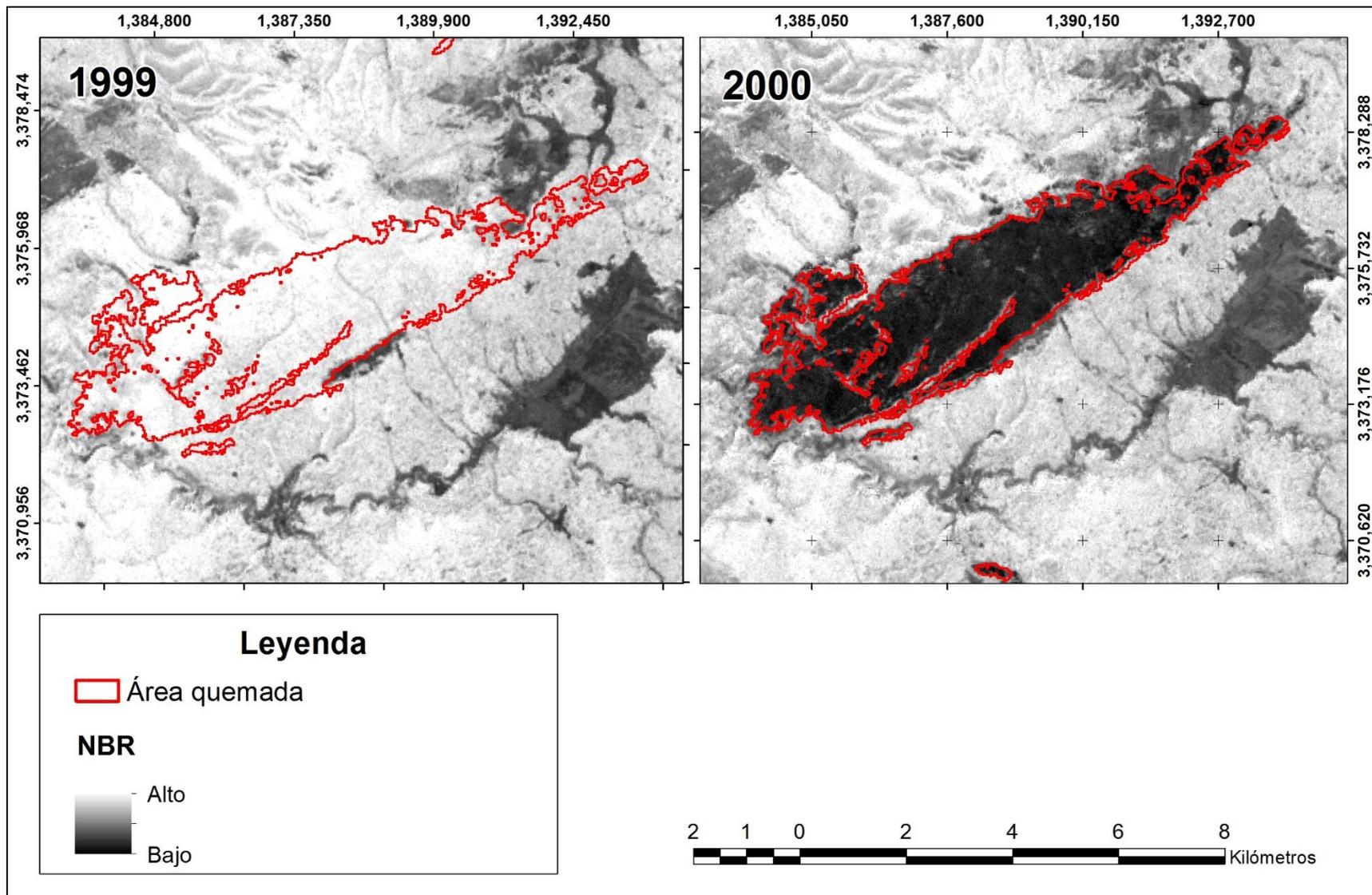


Figura 16. Ejemplo de NBR de un área quemada pre y post incendio 1999-2000

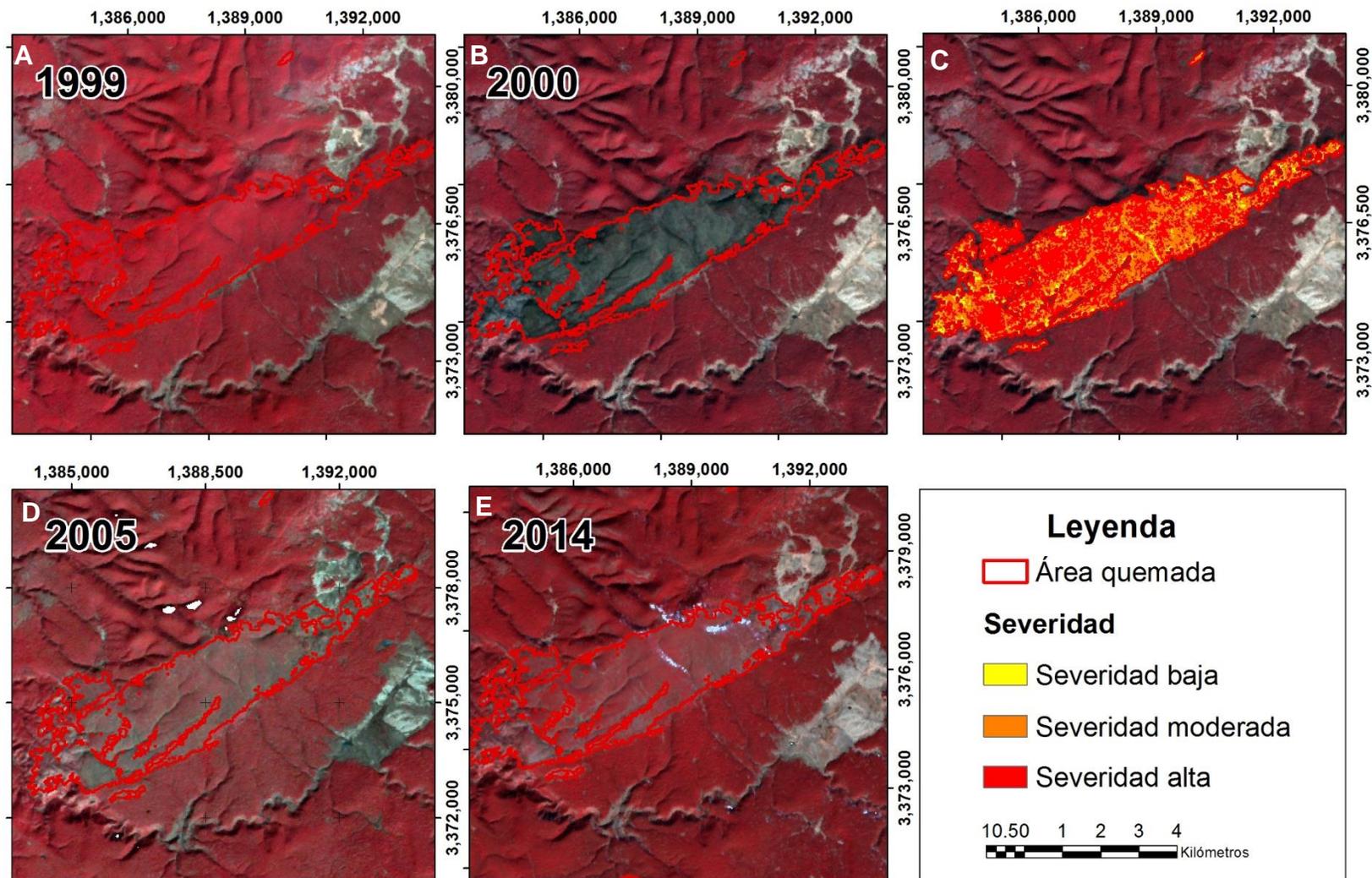


Figura 17. Severidad y recuperación en un área quemada al paso de los años
 La figura A corresponde a un ejemplo de una imagen pre-incendio y la B a la imagen post- incendio sin procesar; en la figura C se muestra la severidad clasificada en esa misma área quemada y las figuras D y E corresponden a la recuperación de la vegetación

4.3 Características del paisaje pre-incendio vs paisaje post-incendio

Los resultados muestran que entre el paisaje pre-incendio y post-incendio existieron diferencias significativas en sus características en ambos periodos. Para el periodo del 2000-2014, tanto en el bosque de pino como el bosque de pino-encino se observa una disminución del área total, mientras que para el bosque de encino y para las áreas agrícolas los valores aumentaron para el periodo post-incendio. Para el periodo post-incendio se identificaron las áreas con vegetación secundaria de las cuales la de bosque de encino fue la que tuvo una mayor superficie (tabla 5).

Para el primer periodo del 2000-2005 (figura 19A), tanto el área total del bosque de pino como la del bosque de pino-encino se redujeron significativamente en el periodo post-incendio. Por el contrario, el bosque de encino tuvo un ligero aumento en su área total. En el paisaje post-incendio 2005 las categorías de vegetación secundaria de bosque de pino, pino-encino y encino surgieron después de la ocurrencia de incendios, la vegetación secundaria que ocupó mayor área fue el bosque de pino-encino seguido por la vegetación secundaria de bosque de pino. A pesar de que la vegetación secundaria de bosque de encino fue la que menos área ocupó, se puede observar que fue el bosque de encino el tipo de vegetación que tuvo una menor pérdida en su área (figura 19).

Tabla 5. Valores promedio de área total (ha) por tipo de vegetación pre y post incendio (2000-2014)

Tipo de vegetación	Pre-incendio	Post-incendio
Bosque de pino	8.77	1.92
Boque de pino-encino	9.06	4.04
Bosque de encino	2.27	3.07
Área agrícola	0.50	1.09
Vegetación secundaria de bosque de pino	0	2.86
Vegetación secundaria de bosque de pino-encino	0	5.66
Vegetación secundaria de bosque de encino	0	1.94

***Los valores en negritas indican diferencias significativas entre columnas (Prueba de Wilcoxon pareada, $P < 0.05$)**

Para el periodo del 2005-2009 (figura 19B), ocurrió algo similar que en el 2000-2005 ya que tanto el bosque de pino como el bosque de pino-encino disminuyeron su área total después de la ocurrencia de incendios y el bosque de encino aumentó, mientras que en este periodo la vegetación secundaria de bosque de encino fue la que tuvo un mayor incremento de su área. Para el periodo del 2009-2014, el área de bosque de pino se mantuvo constante en sus valores

entre ambos paisajes, sin embargo el área total del bosque de pino-encino disminuyó significativamente a casi la mitad; mientras que al contrario, el bosque de encino aumentó después de la ocurrencia de incendios. La vegetación secundaria mostró incrementos poco significativos en los tres tipos siendo la vegetación secundaria de bosque de encino la que ocupó un área mayor (figura 19C).

Por otra parte en todos los periodos analizados, las zonas agrícolas no mostraron cambios significativos, sin embargo se observó un ligero incremento de su área en los paisajes post incendio.

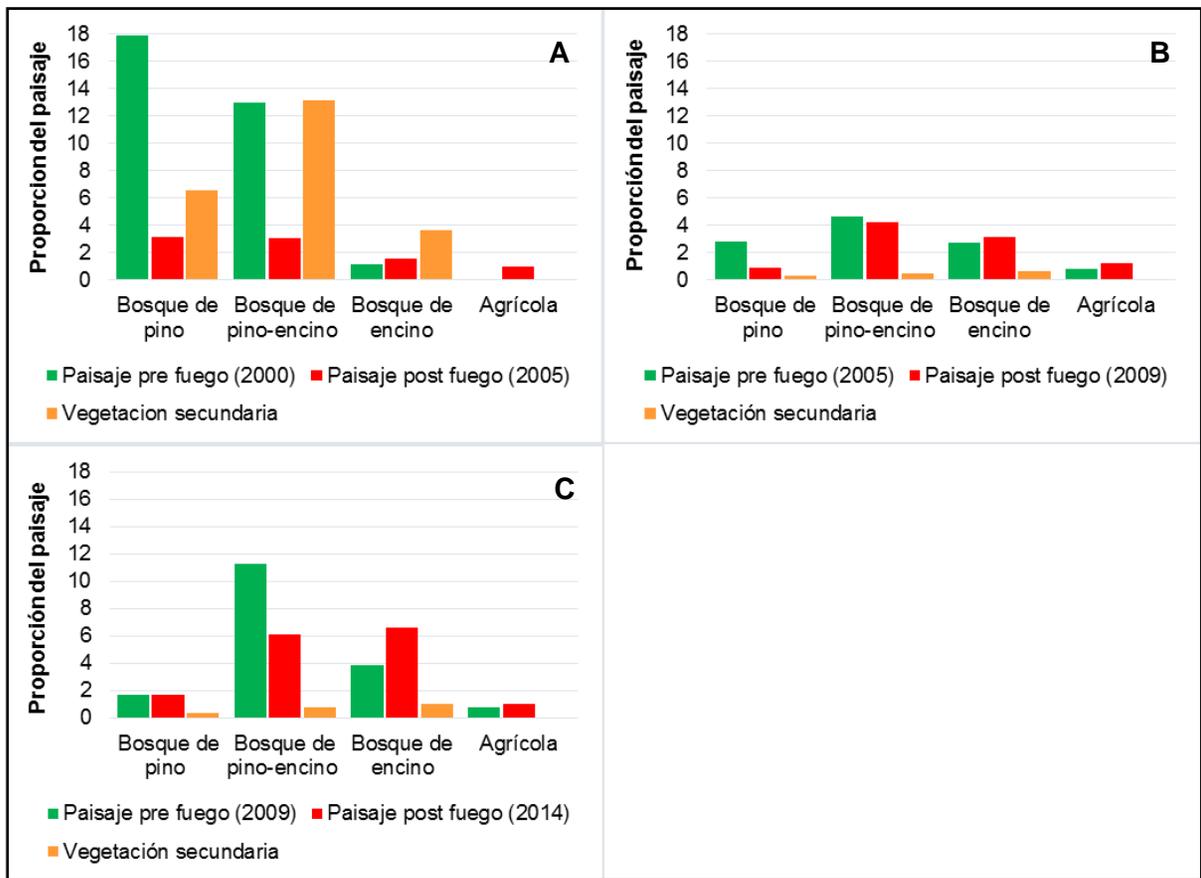


Figura 18. Proporción del área total por tipo de parche
A) periodo 2000-2005; B) periodo 2005-2009; C) periodo 2009-2014

La densidad de parches en todos los tipos de vegetación (excepto áreas agrícolas) aumentó de manera considerable en el periodo post-incendio, lo que se refleja en una mayor fragmentación del paisaje entre un periodo y otro (tabla 6). También se puede observar un incremento significativo de la densidad de parches. En cuanto a las áreas agrícolas, no hubo una diferencia significativa entre los promedios de la densidad de parches en ambos paisajes.

Tabla 6. Valores promedio de densidad de parches (No. de parches / 100 ha) por tipo de vegetación pre y post incendio (2000-2014)

Tipo de vegetación	Pre-incendio	Post-incendio
Bosque de pino	13.59	43.45
Boque de pino-encino	21.21	68.65
Bosque de encino	15.51	54.10
Área agrícola	1.53	1.68
Vegetación secundaria de bosque de pino	0	22.58
Vegetación secundaria de bosque de pino-encino	0	22.01
Vegetación secundaria de bosque de encino	0	16.64
Paisaje total	51.84	229.11

***Los valores en negritas indican diferencias significativas entre columnas (Prueba de Wilcoxon pareada, $P < 0.05$)**

La densidad de parches en el bosque de pino en los tres periodos de estudio tuvo un aumento significativo en el paisaje post-incendio, siendo el periodo 2000-2005 el que mostró un mayor incremento en la densidad de parches (figura 20A). Tanto el bosque de pino-encino como el encino tuvieron un incremento significativo en su densidad de parches en los tres periodos, mostrando que en el 2009-2014 fue en donde la densidad de parches incrementó mayormente. El bosque de pino-encino, aumentó su densidad de parches en el periodo post-incendio, seguido del bosque de encino y por último el bosque de pino (Tabla 6; figura 20c).

En cuanto a la vegetación secundaria, el bosque de pino y de pino-encino, mostraron una mayor densidad de parches para el periodo 2000-2005, sin embargo entre el 2005-2009 y 2009-2014 fue el bosque de encino el que mostró un mayor incremento en su densidad de parches.

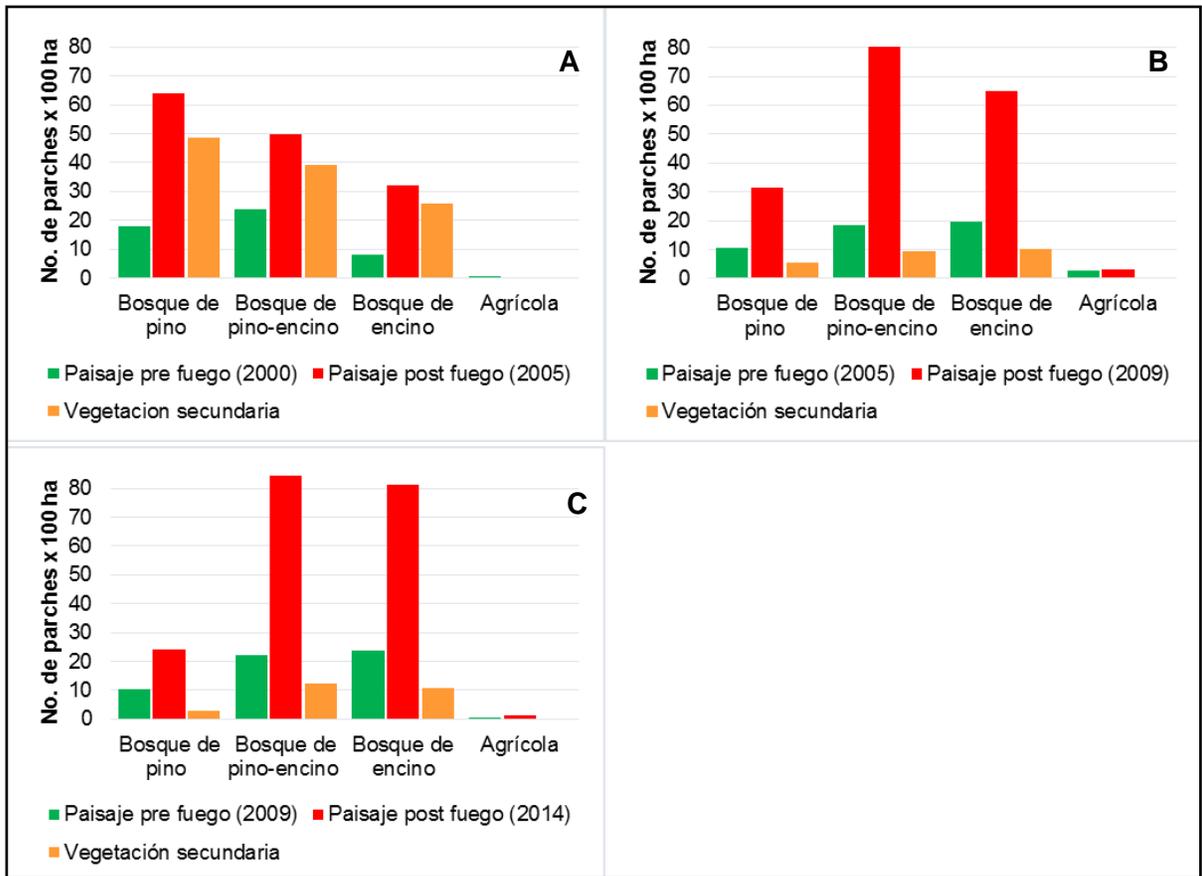


Figura 19. Densidad de parches (No. de parches x 100 ha)
A) periodo 2000-2005; B) periodo 2005-2009; C) periodo 2009-2014

La prueba de Wilcoxon, indicó que el índice de diversidad de Shannon fue mayor en el paisaje post-incendio, comparado con el paisaje pre-incendio, lo que se refleja en una mayor heterogeneidad (tabla 7).

Tabla 7. Valores promedio del índice de diversidad Shannon pre y post incendio (2000-2014)

Índice	Pre-incendio	Post-incendio
Índice de Shannon	0.49	0.82

***Los valores en negritas indican diferencias significativas entre columnas (Prueba de Wilcoxon, $P < 0.05$)**

La prueba de Wilcoxon, indicó que el índice del parche más grande fue mayor en el periodo pre-incendio, comparado con el periodo post-incendio, lo que refleja un número de parches más pequeños en el periodo post-incendio, en todos los casos excepto el bosque de encino (tabla 8).

Tabla 8. Valores promedio del índice del parche más grande (%) por tipo de vegetación pre y post incendio (2000-2014)

Tipo de vegetación	Pre-incendio	Post-incendio
Bosque de pino	28.53	6.60
Boque de pino-encino	42.00	14.08
Bosque de encino	15.50	12.79
Área agrícola	2.68	5.83
Vegetación secundaria de bosque de pino	0	5.74
Vegetación secundaria de bosque de pino-encino	0	6.37
Vegetación secundaria de bosque de encino	0	9.09

***Los valores en negritas indican diferencias significativas entre columnas (Prueba de Wilcoxon, $P < 0.05$)**

En los tres periodos de estudio el índice del parche más grande disminuyó significativamente tanto para el bosque de pino como para el bosque de pino-encino. La disminución de este índice para ambos tipos de vegetación fue altamente significativa reduciéndose a más de la mitad de su área total después de la ocurrencia de los incendios (figura 21).

Además este índice no dio cambios significativos entre los paisajes pre-incendio y post-incendio del bosque de encino y se mantuvo casi constante antes y después de la ocurrencia de incendios. A pesar de que el bosque de pino y pino-encino tuvieron una mayor dominancia durante el periodo pre-incendio, fue en el bosque de encino donde aumentó significativamente el índice de parche más grande en el periodo post-incendio.

Las áreas agrícolas incrementaron el índice del parche más grande en el paisaje post-incendio en todos los periodos de estudio, principalmente para el 2005-2009 y para el 2009-2014.

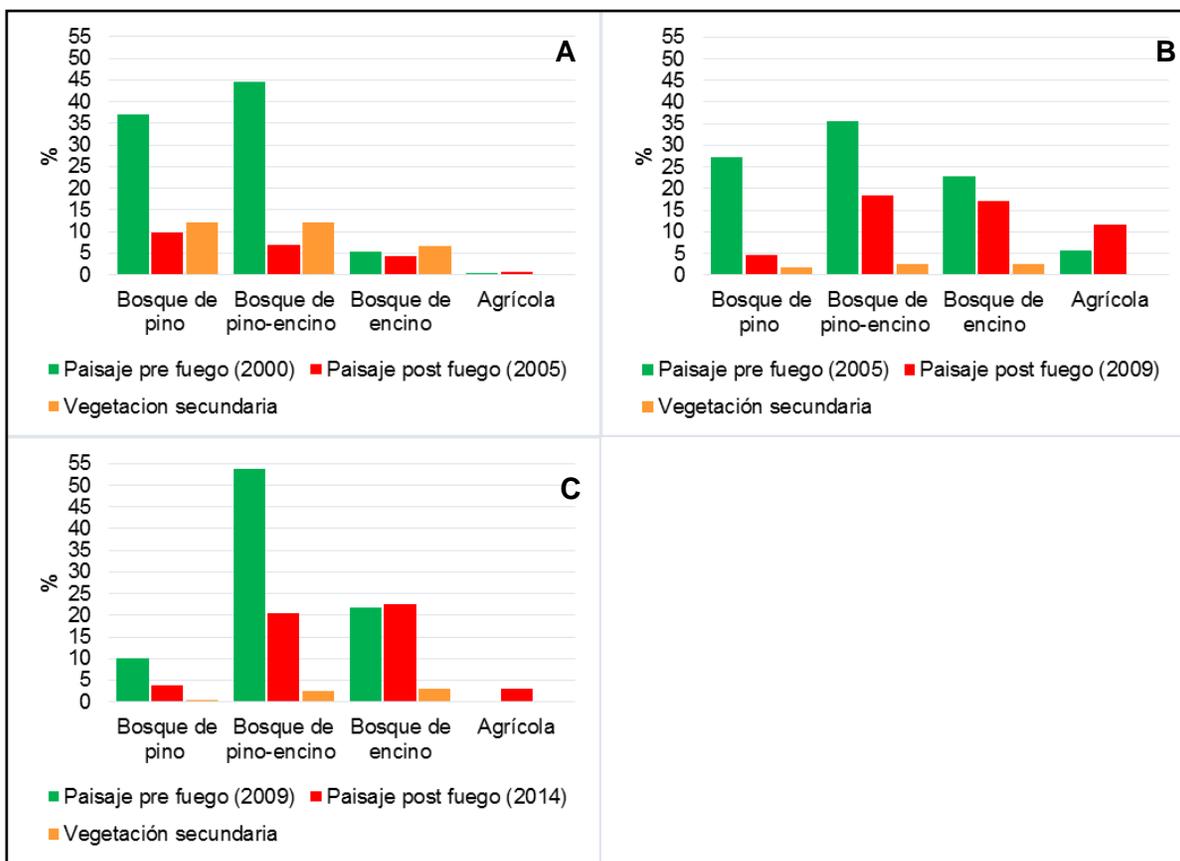


Figura 20. Índice del parche más grande (%)
A) periodo 2000-2005; B) periodo 2005-2009; C) periodo 2009-2014

La prueba de Wilcoxon mostró diferencias significativas entre los periodos pre-incendio y post-incendio que se refleja en el aumento de la división del paisaje durante el periodo post-incendio, donde el bosque de pino y el bosque de pino-encino presentaron una mayor división del paisaje (tabla 9).

Tabla 9. Valores promedio de división del paisaje (%) pre y post incendio (2000-2014)

Tipo de vegetación	Pre-incendio	Post-incendio
Bosque de pino	0.80	0.99
Boque de pino-encino	0.69	0.98
Bosque de encino	0.90	0.98
Área agrícola	0.98	0.95
Vegetación secundaria de bosque de pino	1.00	0.99
Vegetación secundaria de bosque de pino-encino	1.00	0.99
Vegetación secundaria de bosque de encino	1.00	0.99

*Los valores en negritas indican diferencias significativas entre columnas (Prueba de Wilcoxon, $P < 0.05$)

La división del paisaje en los tres periodos de estudio, incrementó en los escenarios post-incendio principalmente en el bosque de pino y en el bosque de pino-encino. Para el caso de bosque de encino, este también aumentó después de la ocurrencia de incendios, sin embargo no como en los otros dos tipos de vegetación. Contrario a esto, en las áreas agrícolas la división del paisaje disminuyó en los periodos post-incendio. Por otro lado, los resultados para la vegetación secundaria fueron cercanos a 1, lo que indica una alta división en el paisaje (figura 22).

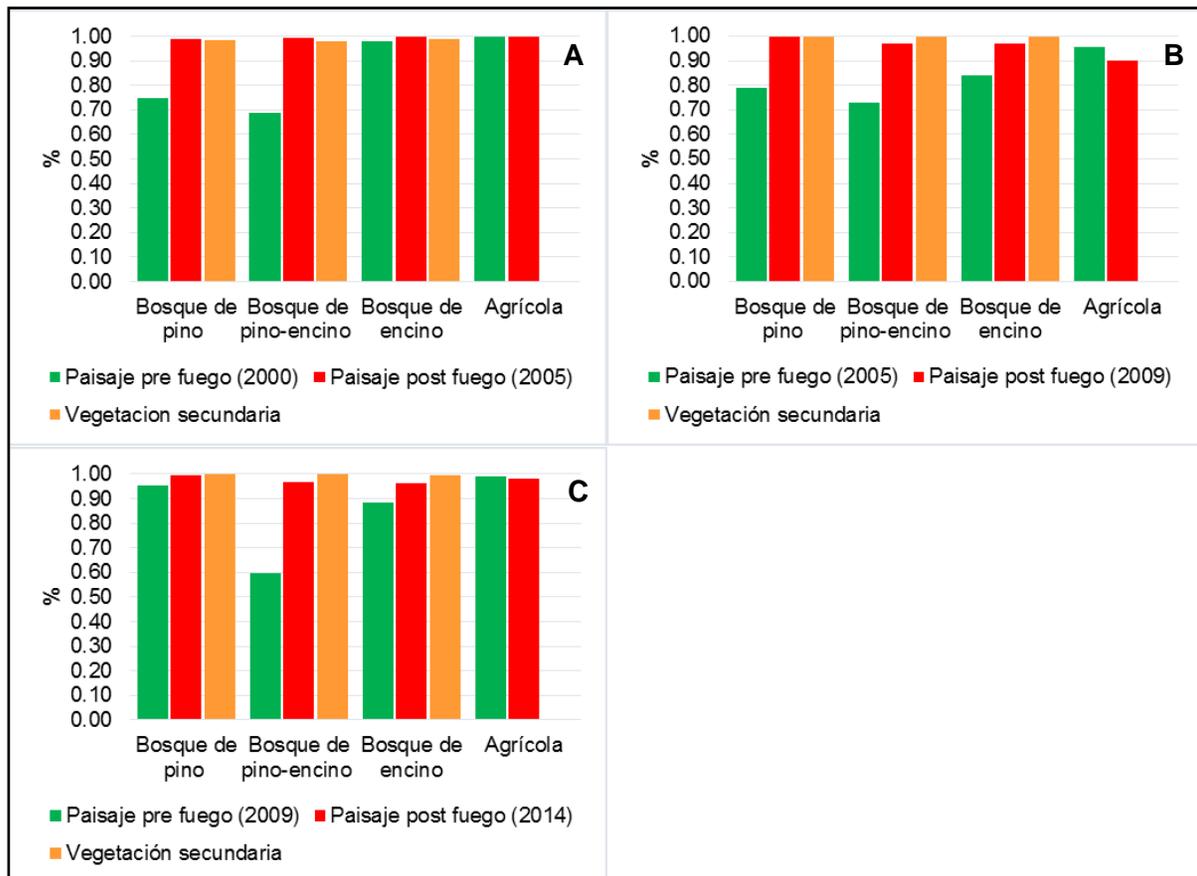


Figura 21. División del paisaje (%)
A) periodo 2000-2005; B) periodo 2005-2009; C) periodo 2009-2014

4.4 Características del paisaje inicial relacionadas con el tamaño del incendio

Las variables del paisaje pre-incendio de las que depende el tamaño del incendio y que tuvieron mayor correlación con el área total, son el número de parches de bosque de pino y número de parches de bosque de pino-encino ($P < 0.05$). El modelo de regresión múltiple explicó el 75% de la variabilidad del tamaño de los incendios (tabla) con un error estándar de 43.98 ha, aplicando la siguiente ecuación:

$$\text{Área total}_{\text{estimada}} = -24.47 + (5.21 * \text{número de parches de bosque de pino}) + (14.43 * \text{número de parches de bosque de pino-encino}) \pm 43.98$$

4.5 Características del paisaje inicial relacionadas con la severidad del incendio

Por último, según los resultados obtenidos del árbol de regresión elaborado para identificar las características del paisaje inicial que influyen en el grado de severidad de un incendio (figura 23), en orden de importancia, las variables más influyentes son: el índice del parche más grande (IPG) de bosque de pino, densidad de parches de bosque de encino, densidad de parches de bosque de pino, área total de bosque de pino, número de parches de bosque de pino, índice de parche más grande de bosque de pino-encino.

Si el índice del parche más grande es menor o igual que 2.51 se puede explicar el 39.6% del número de incendios, de los cuales, el 66% fueron incendios con severidades bajas y 32.1% severidades medias.

Sin embargo, si este índice es mayor a 2.51 y además hay una densidad de parches de bosque de encino ≤ 21.81 , una densidad de parches de bosque de pino ≤ 12.32 y un número de parches de bosque de pino ≤ 6.5 , se explica el 11.9% de la severidad de los incendios, de los cuales 20.8% fueron severidades bajas, 50% severidades medias y 29.2% severidades altas.

A su vez, si la densidad de parches de bosque de pino es > 12.32 , junto con un índice de parche más grande de bosque de pino-encino ≤ 4.24 y un índice de parche más grande de bosque de pino, se explica el 2.2% de los incendios, de los cuales el 100% fueron severidades bajas. Por otra parte, si el índice de parche más grande de bosque de pino encino es > 4.24 , se explicó el 26.9% de los incendios, de los cuales el 76.9% fueron severidades medias.

Por otro lado, si el índice del parche más grande es >2.51 y la densidad de parches del bosque de encino es >21.81 , y con un área total de vegetación de bosque de pino >2.07 , se explican el 10.9% de los incendios, de los cuales el 84.1% correspondieron a severidades bajas y el 13.6% a severidades medias. Si el área total del bosque de pino es ≤ 2.07 , se explica el 3.7% de los incendios, de los cuales el 33.3% fueron severidades bajas y el 66.7% severidades medias.

El resultado final del árbol de decisión mostró que el modelo clasificó de manera correcta el 70.40% del total de la severidad de todos los incendios y de los cuales 81.20% fueron severidad baja 68.50% severidades medias y 18.80% severidades altas.

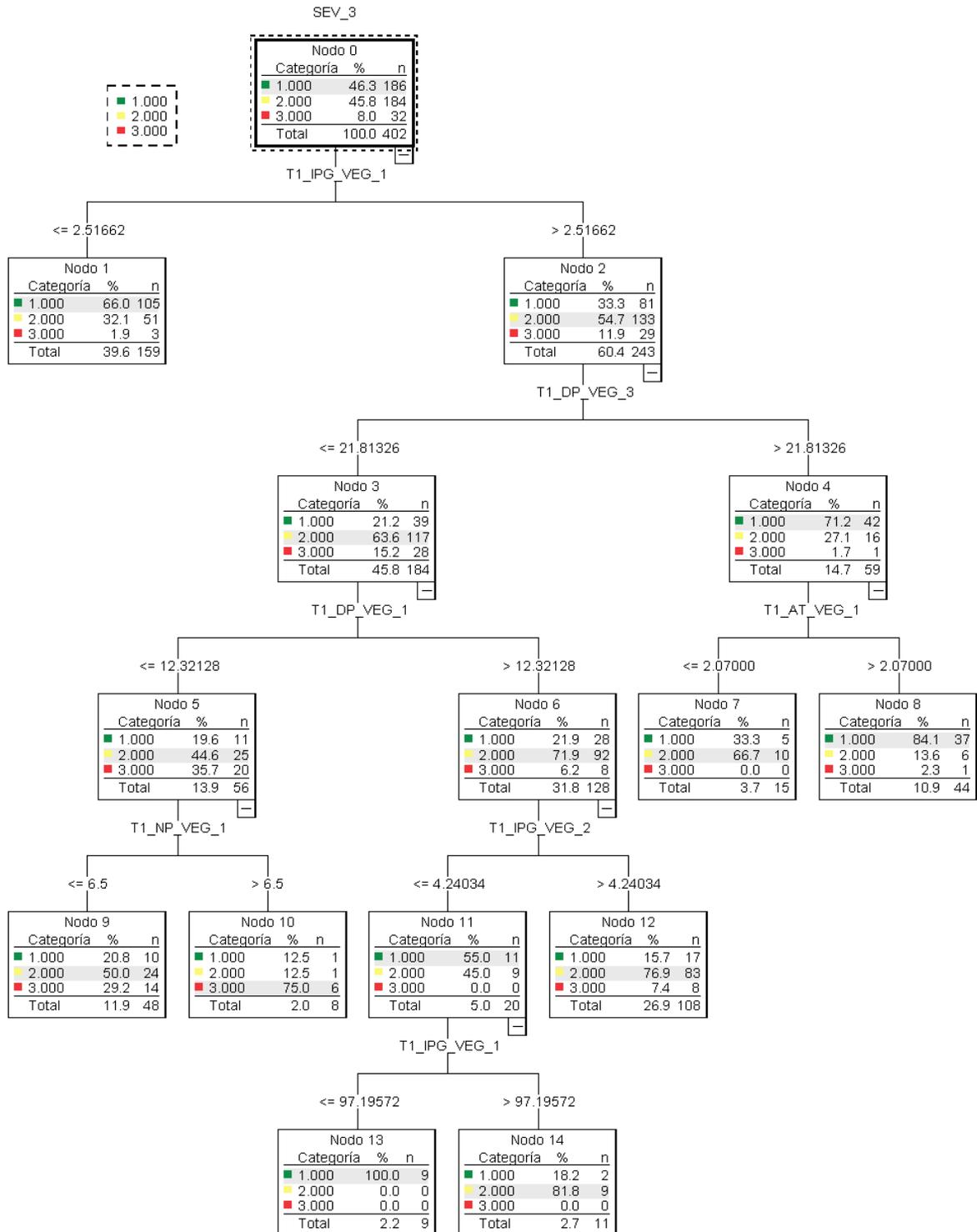


Figura 22. Diagrama de árbol para el modelo de severidad y características del paisaje inicial 1= severidad baja, 2=severidad media, 3= severidad alta; IPG= índice del parche más grande, DP= densidad de parches, NP= número de parches, AT= área total; veg 1= bosque de pino, veg 2= bosque de pino-encino, veg 3= bosque de encino

4.6 Identificación de los cambios en el paisaje ocasionados por la ocurrencia de incendios forestales

Para el periodo de estudio 2000-2014, los tipos de vegetación que tuvieron mayores pérdidas fueron el bosque de pino y el bosque de pino-encino, mientras que el bosque de encino fue el que tuvo menores pérdidas, además de un incremento en la superficie de la vegetación secundaria. Por otro lado, la vegetación secundaria de bosque de pino-encino mostró mayores ganancias.

En los cambios registrados durante el periodo del 2000-2014, el tipo de vegetación que perdió mayor cobertura fue el bosque de pino (2,999 ha), sin embargo la vegetación secundaria de bosque de pino mostró una ganancia de 1,127 ha. Por el contrario, el tipo de vegetación que mayor superficie recuperó fue el bosque de encino con 832 ha, mientras que la vegetación secundaria de bosque de encino aumentó 765 ha. El bosque de pino-encino perdió una superficie de 2,602 ha sin embargo, ya que la vegetación secundaria de bosque de pino-encino mostró valores de 1,969 ha, se observa una constancia en los valores de pérdidas y ganancias del pino-encino (tabla 10).

En el periodo 2000-2005 fue donde se registraron más pérdidas y ganancias en todos los tipos de vegetación, teniendo mayores pérdidas el bosque de pino (2,539 ha), seguido del bosque de pino-encino (1,753 ha). Por el contrario, el bosque de pino mostró pérdidas de 112 ha, siendo el tipo de vegetación menos afectado. La vegetación secundaria de bosque de pino-encino mostró un aumento de 1835 ha. Para los periodos del 2005-2009 y del 2009 al 2014, los valores registrados tanto en pérdidas como en ganancias fueron considerablemente menores en comparación al periodo anterior (tabla 10). En cuanto a las áreas agrícolas, considerando que son áreas manejadas por el hombre, sus valores de pérdidas y ganancias fueron menores en comparación a los demás.

El mayor porcentaje de cambio fue de bosque de pino a vegetación secundaria de pino-encino con el 15.60%. Además, excluyendo las transiciones a áreas agrícolas (con porcentajes muy bajos), las coberturas con menores cambios fueron de bosque de encino a otros tipos de coberturas con porcentajes menores a 1%. Durante el periodo de estudio los tipos de vegetación que cambiaron más después de la incidencia de los incendios fueron el bosque de pino y el bosque de pino-encino (tabla 11; figura 24).

Tabla 10. Pérdidas y ganancias (ha) de coberturas de vegetación y uso del suelo 2000-2014 en los polígonos incendiados

Tipo de vegetación	2000-2005		2005-2009		2009-2014		2000-2014	
	Pérdida	Ganancia	Pérdida	Ganancia	Pérdida	Ganancia	Pérdida	Ganancia
Bosque de pino	2539	252	386	65	74	71	2999	409
Bosque de pino-encino	1753	171	429	356	420	87	2602	614
Bosque de encino	112	198	122	257	74	276	250	832
Área agrícola	18	126	53	98	10	25	81	219
Vegetación secundaria de bosque de pino	0	1051	0	55	0	21	0	1127
Vegetación secundaria de bosque de pino-encino	0	1835	0	86	0	48	0	1969
Vegetación secundaria de bosque de encino	0	582	0	117	0	66	0	765

Tabla 11. Área (ha) y porcentaje de cambios en el paisaje de polígonos incendiados en los tres periodos de estudio

Cambio	2000-2005		2005-2009		2009-2014		2000-2014	
	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%
De bosque de pino a bosque de pino-encino	204.71	2.47	257.58	3.11	86.98	1.05	549.27	6.64
De bosque de pino a bosque de encino	84.16	1.02	109.03	1.32	59.08	0.71	252.27	3.05
De bosque de pino a área agrícola	132.48	1.60	3.42	0.04	0.72	0.01	135.63	1.64
De bosque de pino a vegetación secundaria de bosque de pino	481.59	5.82	7.74	0.09	4.77	0.06	494.10	5.97
De bosque de pino a vegetación secundaria de bosque de pino-encino	1245.25	15.05	34.83	0.42	11.25	0.14	1291.32	15.60
De bosque de pino a vegetación secundaria de bosque de encino	253.11	3.06	13.77	0.17	9.81	0.12	276.66	3.34
De bosque de pino-encino a bosque de pino	292.06	3.53	40.59	0.49	63.00	0.76	395.91	4.78
De bosque de pino-encino a bosque de encino	153.63	1.86	142.11	1.72	221.98	2.68	517.14	6.25
De bosque de pino-encino a área agrícola	23.40	0.28	11.10	0.13	21.42	0.26	55.71	0.67
De bosque de pino-encino a vegetación secundaria de bosque de pino	564.66	6.82	43.20	0.52	15.03	0.18	622.62	7.52
De bosque de pino-encino a vegetación secundaria de bosque de pino-encino	579.69	7.00	44.55	0.54	23.22	0.28	647.46	7.82
De bosque de pino-encino a vegetación secundaria de bosque de encino	273.10	3.30	59.22	0.72	30.87	0.37	363.60	4.39
De bosque de encino a bosque de pino	3.96	0.05	4.50	0.05	2.33	0.03	10.80	0.13
De bosque de encino a bosque de pino-encino	5.06	0.06	37.36	0.45	10.21	0.12	53.01	0.64
De bosque de encino a área agrícola	-	0.00	24.21	0.29	2.97	0.04	27.18	0.33
De bosque de encino a vegetación secundaria de bosque de pino	9.81	0.12	2.34	0.03	1.35	0.02	10.17	0.12
De bosque de encino a vegetación secundaria de bosque de pino-encino	11.58	0.14	3.95	0.05	9.65	0.12	25.20	0.30
De bosque de encino a vegetación secundaria de bosque de encino	60.70	0.73	43.56	0.53	20.52	0.25	124.11	1.50
De área agrícola a bosque de pino	-	0.00	0.27	0.00	1.26	0.02	2.34	0.03
De área agrícola a bosque de pino-encino	1.80	0.02	5.67	0.07	0.90	0.01	10.80	0.13
De área agrícola a bosque de encino	0.72	0.01	45.63	0.55	1.35	0.02	61.47	0.74
De área agrícola a vegetación secundaria de bosque de pino	0.36	0.00	1.26	0.02	1.26	0.02	0.36	0.00
De área agrícola a vegetación secundaria de bosque de pino-encino	5.40	0.07	0.27	0.00	4.41	0.05	5.40	0.07
De área agrícola a vegetación secundaria de bosque de encino	0.09	0.00	0.36	0.00	-	0.00	0.27	0.00

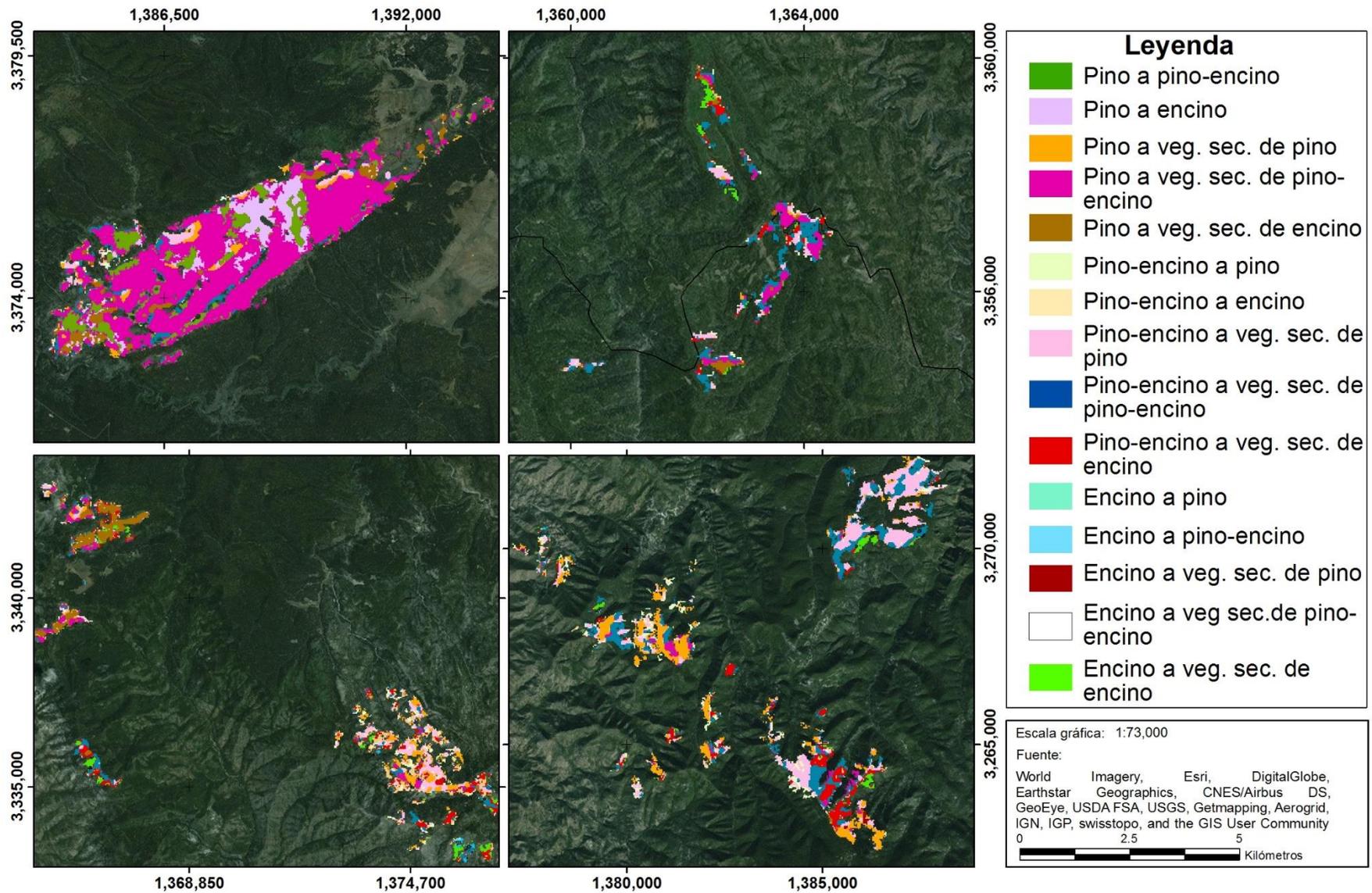


Figura 23. Cambios de vegetación y uso del suelo 2000-2014

4.7 Proyecciones a futuro de las interacciones fuego-paisaje

La métrica de división del paisaje para el 2030 disminuyó en comparación con el año 2014, es decir, se esperaría un paisaje con mayor conectividad. Se puede observar que en el año pre-incendio (2000) el paisaje no se encontraba tan dividido y posteriormente después de la ocurrencia de incendios para el 2014 la división del paisaje aumentó en todos los tipos de vegetación. Sin embargo para el 2030, disminuyó principalmente en el bosque de encino y en la vegetación secundaria de bosque de pino-encino, mientras que para el bosque de pino mantuvo valores constantes (figura 25).

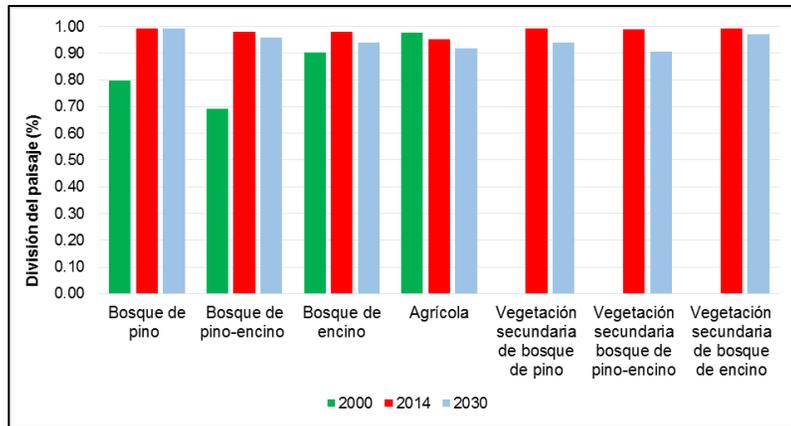


Figura 24. División del paisaje (%) 2000-2014-2030

Los resultados para el índice de diversidad de Shannon fueron mayores para en el año 2030, lo que indica un aumento en la heterogeneidad en el paisaje para el 2030 (figura 26). En la figura 27, se pueden observar los tipos de vegetación para el año 2030.

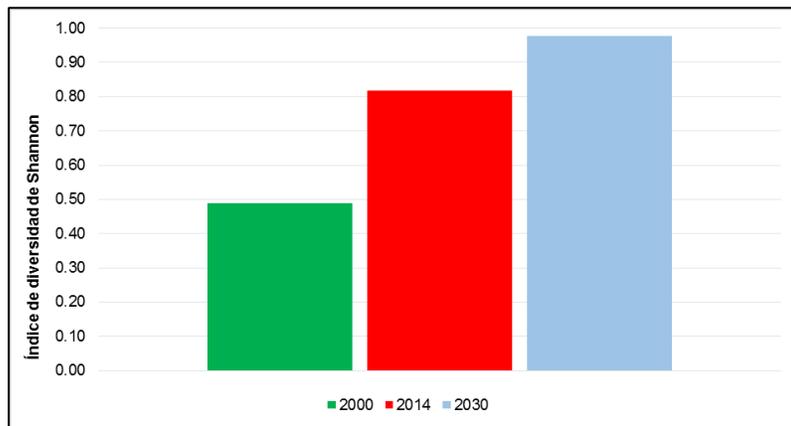


Figura 25. Índice de diversidad de Shannon, 2000-2014-2030

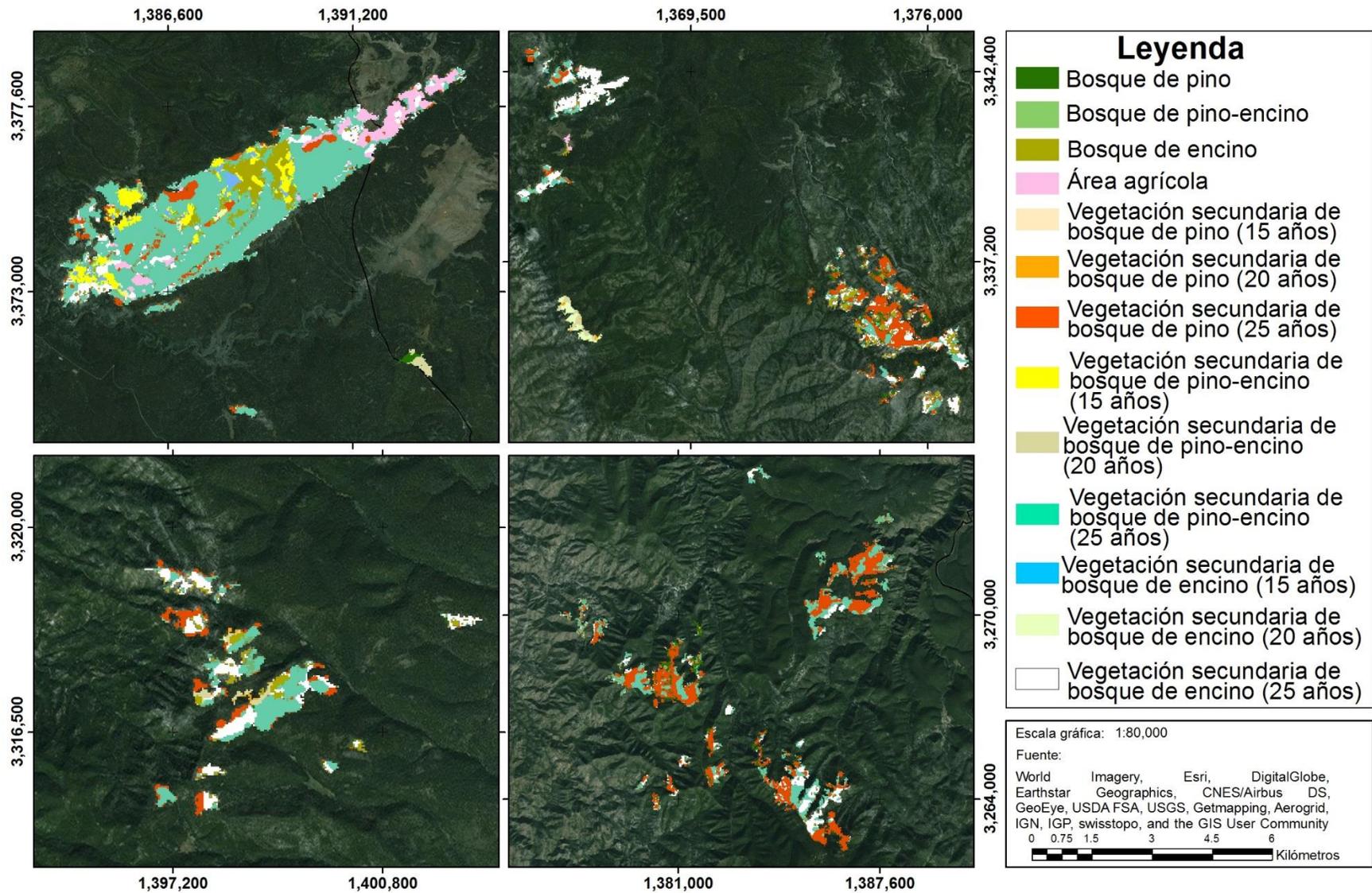


Figura 26. Proyección de vegetación y uso del suelo 2000-2014-2030

5. DISCUSIÓN

La identificación de los incendios forestales y la selección de aquellos con áreas mayores a cuatro hectáreas permitieron un análisis efectivo de entre las interacciones de ambos (incendios-paisaje), sin embargo se mostraron algunas limitaciones con los incendios de severidades altas ya que este tipo de incendios son poco comunes y por lo tanto el número de casos de esta severidad fue muy bajo.

En los incendios ocurridos en el municipio de Madera se registraron cuatro tipos de severidades: severidad baja, moderadamente baja, moderadamente alta y severidad alta, determinadas a partir del dNBR, al igual que las clasificaciones en otros estudios (Cocke et al., 2005; Escuin et al., 2007; Key y Benson, 2006; Kokaly et al., 2007; Miller y Thode, 2007). Los incendios que predominaron en los periodos de estudio fueron aquellos con severidades bajas ya que este tipo de incendios son más comunes y frecuentes, mientras que los incendios de severidades altas a pesar de que generan mayores daños son menos frecuentes. Por ejemplo, en el periodo 2000-2005 donde el número de incendios con severidades altas fue elevado, los daños generados en el bosque de pino, bosque de encino y bosque de pino-encino fueron mayores, mientras que en los incendios de severidades bajas los daños en los tipos de vegetación fueron menores.

Las áreas incendiadas en el municipio de Madera no se quemaron de manera uniforme, es decir, se encontraron diferentes tipos de severidad dentro de un mismo polígono quemado lo que puede influir en la configuración del paisaje y en la recuperación de los tipos de vegetación presentes en este. Esta características de las áreas quemadas también es explicada por otros autores como (Key y Benson, 2006; Retana et al., 2002; Valor et al., 2013).

5.1 Paisaje pre fuego vs post fuego

Los resultados mostraron que el área de bosque de pino y de bosque de pino-encino disminuyó ante la ocurrencia de los incendios. Sin embargo, estos resultados no coinciden con lo registrado con Chapa et al. (2008), ya que en la Sierra Fría el bosque de pino presentó cambios notables de aumento en superficie y cobertura presentando una moderada recuperación, estas diferencias se pueden deber a la severidad de quemado del incendio presentes en ambos estudios así como la diferencia entre especies de pino. Por su parte, el bosque de encino incrementó su superficie total después de la ocurrencia de los incendios. Además, se mostró un incremento en la vegetación secundaria en el paisaje post-incendio, y este comportamiento

se dio principalmente en la vegetación secundaria de bosque de pino-encino y de encino. Esto puede ser explicado debido a que tanto los bosques de pino-encino como los bosques de encino poseen la capacidad de rebrotar después de un incendio, lo que los hace más resistentes que los pino al fuego los cuales no tienen esta capacidad (Zavala, 2000).

En el caso de las especies de encino, su regeneración se da a partir de rebrotes, que como explica Zavala (2000), éstos se estimulan a partir del aumento de temperatura del suelo durante un incendio, caso que no se da para los pinos. Esta información coincide con el estudio hecho por Alanís-Rodríguez et al. (2008) en el estado de Nuevo León, México, en el cual analizan la regeneración de la vegetación leñosa después de un incendio en los bosque de una reserva ecológica. Estos autores explican que el incremento en el género *Quercus* se da debido a que su rebrote puede ser de la base del tronco o a partir de estructuras subterráneas y que debido a esta respuesta ante el fuego existe una alta tasa de regeneración de la comunidad vegetal incendiada. Otros autores que también han obtenido resultados similares son Fry (2008). Al igual que para el bosque de encino, el bosque de pino-encino está asociado con adaptaciones al fuego y por tal motivo cuenta con mecanismos de sobrevivencia para ser más resistente al fuego y para la germinación post-incendio (Zavala, 2000).

Los resultados de los promedios de densidad de parches de los paisajes pre-incendio y post-incendio, mostraron que a nivel paisaje en el Municipio de Madera la presencia de incendios forestales ha generado una mayor fragmentación del paisaje, incrementando la densidad de parches después de la ocurrencia de incendios forestales. Al igual que en el paisaje total, es decir, contemplando todos los tipos de vegetación en conjunto, en el análisis estadístico realizado a cada uno de los tipos de vegetación, también se encontró que a nivel de tipo de vegetación el fuego es un factor que afecta la estructura del paisaje, fragmentándolo y reflejándose en el aumento de la densidad de parches en el periodo post-incendio. Estos resultados coinciden con lo descrito por Bizama et al. (2011) quienes analizaron la fragmentación de bosque nativo a casusa de incendios forestales y encontraron que después de los incendios el paisaje se encontraba más fragmentado, caracterizándose por el aumento en el número, densidad y borde total de los fragmentos y así como la disminución del tamaño de estos. En el estudio de Chapa et al. (2008), realizado en Aguascalientes, se indica que la fragmentación del paisaje aumentó después de los incendios; entre los tipos de vegetación que ellos analizaron se encuentran los bosque de pino y de encino siendo los tipos de cobertura que más fragmentación mostraron.

Estos resultados también coinciden con la investigación que elaboró Silva et al. (2011) en Portugal, quienes mencionan que tanto el fuego como el tipo de vegetación inicial son altamente influyentes en el comportamiento de los cambios en el paisaje. También Vázquez de la Cueva y Rodríguez Martín (2008) indicaron que los paisajes con más cambios son aquellos que han tenido una mayor exposición al fuego, y que la presencia del fuego estuvo altamente relacionada con los en la cubierta vegetal; de esta manera, estos autores confirman que los incendios forestales se pueden considerar como una variable explicativa determinante de los cambios identificados en el paisaje. En cuanto a las áreas agrícolas, los cambios post-incendio no fueron significativos; un resultado similar se muestra en el trabajo realizado por Bajocco y Ricotta (2008), quienes analizan e identifican los tipos de cobertura del suelo donde la incidencia de incendios es mayor en una región de Italia. Este comportamiento surge debido a que estas son áreas destinadas para la realización de actividades humanas por lo que las condiciones dentro de estas son controladas por el hombre. Bajocco y Ricotta (2008) mencionan también que en las áreas agrícolas la distribución de combustible es más discontinua, y que además existen medidas de supresión de incendios, por lo que sus cambios son mínimos.

El índice de diversidad de Shannon de los paisajes pre-incendio y post-incendio presentaron un incremento después de la ocurrencia de incendios, lo que resulta en un paisaje pre-incendio más homogéneo y en un incremento en la heterogeneidad del paisaje en el periodo post-incendio. Otros resultados obtenidos en trabajos realizados en el Mediterráneo, Lloret et al. (2002); Pérez-Cabello et al. (2007); Viedma et al. (2006), coinciden en que los paisajes pre incendio tienden a tener una mayor homogeneidad, y cuando son afectados por el fuego se vuelven más heterogéneos y se incrementa el número de pequeños parches de vegetación.

Los resultados obtenidos para el índice del parche más grande mostraron diferencias significativas para todos los tipos de vegetación y uso del suelo con excepción del bosque de encino. Tanto el bosque de pino como el de pino-encino mostraron una reducción significativa en su índice de parche más grande entre ambos periodos disminuyendo drásticamente el área de este bosque en el paisaje post-incendio. Si se compararan estos resultados con los de densidad de parches, se puede observar que mientras el índice del parche más grande disminuyó después de la incidencia de los incendios, la densidad de parches incrementó de manera significativa lo que se refleja en una mayor fragmentación de los parches de estos tipos de bosque, reflejando una vulnerabilidad ante el fuego por parte de estos tipos de vegetación. Esto coincide con los resultados de Bizama et al. (2011) los cuales registraron que

después de la ocurrencia de incendios hubo una disminución en el tamaño de los parches y un aumento en la densidad de parches . Además, cabe destacar que como los resultados del árbol de regresión mostraron, los paisajes conformados por bosques de pino y bosque de pino-encino son más vulnerables a quemarse lo explica el hecho de que sean estos tipos de vegetación los que más han disminuido el área de sus parches. En el caso del bosque de encino, los resultados de los análisis estadísticos mostraron que no existió un cambio significativo, esto se debe como ya se mencionó anteriormente a que el género *Quercus* tiene medidas de adaptación al fuego lo que lo hace una especie con mayor resistencia al fuego y lo que explica que sus valores se mantienen constantes entre ambos periodos pre-incendio y post-incendio.

En cuanto a la vegetación secundaria, en los resultados se observa que en los tipos de vegetación de pino, pino-encino y encino hay un incremento en el índice del parche más grande, sin embargo el que mantiene porcentajes más altos es la vegetación secundaria de bosque de encino, esto puede estar relacionado a la forma de reproducción del *Quercus* ya que se da por rebrote lo que le permite tener una mayor dominancia sobre las demás especies. En las áreas agrícolas también se identificó un ligero incremento en sus parches después de la incidencia de incendios, este incremento se puede explicar con lo que Bajocco y Ricotta (2008), quienes explican que la mayoría de los tipos de agricultura no favorecen la propagación del fuego debido a que son áreas sujetas a la presencia e impacto antropogénico lo cual genera parches heterogéneos que limita y/o inhiben la propagación del fuego. En la división del paisaje todos los tipos de vegetación mostraron cambios significativos luego de los incendios los que resulta en paisajes con una mayor división post-incendio.

5.2 Características del paisaje relacionadas con la severidad y el tamaño de los incendios

Los resultados de la correlación mostraron que aquellas variables que se encuentran más relacionadas con el área de un incendio son el bosque de pino y el pino-encino, es decir estos tipos de vegetación son los que más se queman y esto se debe a que en primer lugar a que en el área de estudio estos tipos de vegetación son los que más predominan. Además, debido a que el estado de Chihuahua y en Madera las principales actividades económicas son la explotación forestal y la producción maderable, el aprovechamiento forestal que se le da al pino hace que se genere una mayor cantidad de combustible lo que hace que estas áreas de aprovechamiento forestal sean más vulnerables a sufrir un incendio. El análisis de regresión mostró que el tamaño de un incendio depende en gran medida del número de parches de

bosque de pino y de bosque de pino-encino, en donde, ya que los coeficientes resultaron positivos, si el número de parches aumenta, entonces el tamaño de un incendio también aumentará. Cabe destacar que el área y tamaño de un incendio también pueden depender de otros tipos de factores como clima, pendiente, orientación, precipitación y dirección del viento, que influyen directamente en la propagación del fuego.

Dentro de las características del paisaje pre-incendio que influyen en la severidad de los incendios se destacan cuatro: el índice del parche más grande de bosque de pino, la densidad de parches del bosque de encino, densidad y número de parches del bosque de pino, el área total del bosque de pino y el índice de parche más grande de pino-encino. Las severidades bajas y medias de los incendios son más frecuentes cuando el paisaje está conformado por parches de mayor tamaño de bosque de pino. Además, los incendios de severidades medias también se ven favorecidos cuando existe una densidad de parches de bosque de encino mayor a 21.51 ha. A pesar de que los incendios con severidades altas son muy poco frecuentes, estos se pueden ver favorecidos si el paisaje está conformado principalmente por bosques de pino.

La tabla de clasificación del árbol de decisión mostro un porcentaje de 70.40% de incendios clasificados correctamente, donde tanto los porcentajes de severidad baja como de severidad media son elevados con 81.20% y 68.50% respectivamente, mientras que solo el 18.80% de los incendios de severidades altas fueron correctamente clasificados, esto se debe a que como este tipo de incendios es muy poco frecuente, el número de casos es muy bajo para obtener un porcentaje más alto.

El conocer las características de los paisajes que influyen tanto en el tamaño como en la severidad de los incendios es importante ya que permite conocer aquellos paisajes que son más vulnerables a los incendios. A partir de los resultados obtenidos, se pueden generar mapas para determinar las zonas con mayor vulnerabilidad a incendiarse según las características ya mencionadas, y así implementar las medidas de manejo más convenientes para estos tipos de vegetación, además de formas de prevención de los incendios. Esto resulta útil en zonas como el municipio de Madera donde la producción forestal es la principal actividad económica.

5.3 Cambios en el paisaje ocasionados por incendios

Uno de los resultados más significativos en cuanto a la tasa de pérdidas y ganancias en los tipos de vegetación durante el periodo de estudio abarcando los 14 años fue que el bosque de encino fue el tipo de cobertura que tuvo menores pérdidas y a su vez fue uno de los tipos de vegetación que tuvo mayor tasa de recuperación. En el caso del bosque de pino-encino, junto con la vegetación secundaria de pino-encino, mantuvieron una constancia en su tasa de cambio ya que los valores de sus pérdidas y ganancias fueron casi iguales. En ambos casos, estos resultados son similares a los que obtuvieron Alanís-Rodríguez et al. (2012) en su estudio donde analizaron la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* en el estado de Nuevo León, ellos encontraron que la especie con mayor representatividad después de los incendios eran especies de *Quercus*, y además explican que las especies que se reproducen por rebrotes tienen una ventaja mayor sobre aquellas especies que no son rebrotadoras con respecto al uso de los recursos durante las primeras etapas después del incendio. Con lo anterior, también se puede explicar que el bosque de pino fue el tipo de vegetación con una tasa de pérdida mayor, y que su recuperación no fue muy alta, debido a que el bosque de pino no es una especie rebrotadora. Además esta tasa de pérdida también puede ser explicada con el árbol de regresión el cual mostró que entre los tipos de paisajes con mayor vulnerabilidad a quemarse se encuentran aquellos conformados por bosque de pino.

Con respecto a las transiciones de vegetación que se dieron durante el periodo de estudio, los resultados mostraron una amplia relación con lo mencionado anteriormente ya que el tipo de vegetación que sufrió mayores transiciones fue el bosque de pino cambiando tanto a bosque de pino-encino como a bosque de encino. Tanto las altas tasas de pérdida de bosque de pino, como los valores de transición del bosque de pino a otro tipo de vegetación, se puede explicar debido a que los pinos son especies no rebrotadoras y que según Pausas (2004) este tipo de especies son aquellas que no tienen una capacidad e rebrotar después de un incendio y sus semillas no resisten altas temperaturas por lo que después de un incendio son especies que pueden ser eliminadas temporalmente.

5.4 Interacciones futuras fuego-paisaje

Los resultados obtenidos de los posibles cambios a futuro en el paisaje de Madera, se darán de esa manera si es que las variables que influyen en el paisaje permanecen similares, por ejemplo que no se vuelvan a quemar en esas áreas, que el manejo forestal sea similar a la actualidad, entre otras.

Es importante señalar como mostraron los resultados, que después de un cierto periodo de tiempo el paisaje se vuelve a incrementar su conectividad disminuyendo así la división del paisaje, esto coincide por lo registrado por Carabelli y Claverie (2005), quienes encontraron que la conectividad aumentó 30 años después de la ocurrencia de incendios forestales como resultado de la regeneración de esa especie.

Los resultados mostraron que después de 15 años (2030), el paisaje sería más heterogéneo que en el periodo post-incendio, estos resultados son diferentes a los obtenidos por Pérez-Cabello et al. (2007); Silva et al. (2011), ya que ellos encontraron que los paisajes se vuelven más homogéneos tiempo después de la ocurrencia de los incendios, sin embargo estas diferencias entre los resultados pueden ser explicadas ya que sus estudios fue realizados en España y Portugal respectivamente, por lo que tanto el tipo de clima templado de estas zonas como los tipos de bosques y vegetación pueden influir en los resultados.

6. CONCLUSIONES

- La ocurrencia de incendios forestales y su severidad está fuertemente influenciada por la estructura del paisaje prevalente antes de un incendio.
- Los incendios que influyeron en la configuración del paisaje fueron con severidades bajas principalmente.
- La incidencia de incendios en el Municipio de Madera generó cambios en la estructura del paisaje, reflejándose en paisajes post-incendios más fragmentados, con menor conectividad y de mayor heterogeneidad donde a su vez algunas características del paisaje inicial influyeron en la severidad y tamaño del incendio.
- Los tipos de vegetación que mostraron ser más vulnerables al fuego fueron el bosque de pino y el bosque de pino-encino, mientras que el bosque de encino demostró una mayor adaptabilidad y recuperación ante el fuego.
- Si bien no se puede predecir la ocurrencia de un incendio, su tamaño o severidad con exactitud debido a las interacciones complejas con variables ambientales (clima, topografía), los resultados demostraron que existen ciertas características del paisaje que influyen tanto en el tamaño y la severidad de los incendios.
 - El número de parches de pino y de pino-encino influyen considerablemente en el tamaño de un incendio;
 - El índice del parche más grande de pino y de pino-encino, la densidad de parches de pino, encino y pino-encino y el área total del bosque de encino son las características del paisaje que influyen mayormente en la severidad de los incendios.
- Aplicando estos modelos, se pueden identificar zonas con mayor vulnerabilidad a incendios de gran tamaño y más severos y así ser aplicados en zonas donde la producción forestal maderable es la principal actividad económica.

REFERENCIAS CITADAS

- Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, Espinoza-Vizcarra D, Jurado-Ybarra E, Aguirre-Calderón O, González-Tagle M, 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 2(14): 113-118.
- Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, Valdecantos D, González-Tagle M, Aguirre-Calderón O, Treviño-Garza E, 2012. Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de Pinus-Quercus sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 83(4): 1208-1214.
- Altamirano A, Salas C, Yaitul V, Smith-Ramírez C, Ávila A, 2013. Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la ocurrencia de incendios forestales en Chile Central. *Revista de Geografía Norte Grande*(55): 157-160.
- Bajocco S, Ricotta C, 2008. Evidence of selective burning in Sardinia (Italy): wich land cover classes do wildfires prefer? *Landscape Ecol*. 23(2): 241-248.
- Bastarrika A, 2014. Burned Area Mapping Software.
- Benavente F, 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía* 30(2): 9-29.
- Bizama G, Torrejón F, Aguayo M, Muñoz M, Echeverría C, Urrutia R, 2011. Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX. *Revista de Geografía Norte Grande*. 49: 125-138.
- Burgan RE, Klaver RW, Klaver JM, 1998. Fuel models and fire potential from satellite and surface observations. *International Journal of Wildland Fire*. 8(3): 159-170.
- Carabelli F, Claverie H, 2005. Análisis de cambios en los paisajes de bosques de ciprés de la cordillera en el noroeste de la Provincia de Chubut, I Reunión sobre ecología, conservación y uso de los bosques de ciprés de la cordillera, , Argentina, pp. 61-66.
- Cocero D, Riaño D, Chuvieco E, 2000. Estimación de la humedad de diferentes especies vegetales mediterráneas mediante distintos sensores de teledetección. *Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible*: 200-221.
- Cocke A, Fulé PZ, Crouse J, 2005. Comparison of burn severity assessments using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*. 14(2): 189-198.
- CONAFOR CNF, 2006. Base de datos: Informe final de incendios forestales.
- CONAFOR CNF, 2015. Base de datos: Informe final de incendios forestales.
- CONANP CndÁP, 2007. Protocolo para la evaluación del uso del suelo y vegetación en áreas naturales protegidas federales de México.
- Chapa B, Sosa R, de Alba Á, 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques*. 14(1): 37-51.
- Chuvieco E, 1996. Fundamentos de teledetección espacial. Ediciones Rialp, Madrid.
- Di Bella CM, Posse G, Beget ME, Fischer MA, Mari N, Veron S, 2008. La teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. *Ecosistemas*. 17(3): 39-52.
- Díaz Delgado R, Pons X, 1999. Empleo de imágenes de teledetección para el análisis de los niveles de severidad causados por el fuego, VIII Congreso Nacional de Teledetección, España, pp. 225-255.
- Dickson BG, Prather JW, Xu Y, Hampton HM, Aumack EN, Sisk TD, 2006. Mapping the probability of large fire occurrence in northern Arizona, USA. *Landscape Ecology*. 21(5): 747-761.

- Escuin S, Navarro R, Fernández P, 2007. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing*. 29(4): 1053-1073.
- Etter A, 1991. *Introducción a la ecología. Un marco de integración para los levantamientos ecológicos*, Bogotá. 98 pp.
- Flores G, 2011. Aspectos generales de los incendios forestales. In: G. Flores (Editor), *Impacto ambiental de incendios forestales*. Mundi-Prensa México, México, pp. 325.
- Flores G, Cabrera R, 2011. Alteraciones del paisaje debido a los incendios forestales. In: G. Flores (Editor), *Impacto ambiental de incendios forestales*. Mundi-Prensa México, México, pp. 325.
- Forman R, 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge university press.
- Forman R, Godron M, 1986. *Landscape ecology* John Wiley & Sons. New York. 619.
- Forman RT, Godron M, 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*. 31(10): 733-740.
- Fragoso S, Massieu H, Ramón M, Garfias H, 1999. *Incendios forestales y agropecuarios prevención e impacto y restauración de los ecosistemas*, México, 178 pp.
- Fry D, 2008. Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California. *Rangeland ecology & management*. 61(3): 294-301.
- García E, 1998. *Climas (clasificación de Köppen, modificado por García)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, pp. Escala 1:1000000.
- Gökyer E, 2013. *Understanding Landscape Structure Using Landscape Metrics*.
- GrupoPima's, 2009. *Estudio regional forestal de la unidad de manejo forestal No. 0802, El Largo-Madera, Chihuahua*. 285 pp.
- Herold M, Goldstein N, Clarke K, 2003. The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling. *Remote Sensing of Environment*. 86(3): 286-302.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía I, 2013. *Conjunto de Datos Vectoriales de uso del suelo y vegetación escala, V*.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía I, 2015. *Datos Vectoriales: Geología*. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reecat/geologia/infoescala.aspx>
- Jardel E, Alvarado E, Morfín J, Castillo F, Flores G, 2011. Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México. In: G. Flores (Editor), *Impacto ambiental de incendios forestales*. Mundi-Prensa México, México, pp. 325.
- Jardel E, Ramírez-Villeda R, Castillo F, 2003. *Fire management and restoration plan in the Sierra de Manatlan Biosphere Reserve, Mexico*, 2nd International Wildland Fire Ecology and Fire Management Congress, Coronado Springs Resort, Orlando.
- Keane R, Cary G, Davies I, Flannigan M, Gardner RH, Lavorel S, Lenihan J, Li C, Rupp T, 2004. A classification of landscape fire succession models: spatial simulations of fire and vegetation dynamics. *Ecological Modelling*. 179(1): 3-27.
- Key C, Benson N, 2006. *Landscape assessment (LA)*. In: D. Lutes et al. (Editors), *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Kokaly R, Rockwell B, Haire S, King T, 2007. Characterization of post-fire surface cover, soils, and burn severity at the Cerro Grande Fire, New Mexico, using hyperspectral and multispectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. 106(3): 305-325.
- Lavorel S, Flannigan MD, Lambin EF, Scholes MC, 2007. Vulnerability of land systems to fire: Interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems. *Mitig Adapt Strat Glob Change*. 12: 33-53.
- Lloret F, Calvo E, Pons X, Díaz-Delgado R, 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*. 17: 745-759.

- Maass M, Jaramillo V, 1999. Impacto de los incendios en el suelo. In: S. Fragoso, H. Massieu, M. Ramón and H. Garfías (Editors), Incendios forestales y agropecuarios prevención e impacto y restauración de los ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 178.
- Martín C, Bunce R, Saura S, Rosselló R, 2013. Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecological Indicators*. 33: 129-138.
- Matarredona Coll E, 1996. Los incendios forestales: un riesgo candente en "La Montaña" Alicantina. *Investigaciones Geográficas*(16): 157-168.
- McGarigal K, 2000. *Landscape Metrics*, Massachusetts. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/Conceptual%20Background/Landscape%20Metrics/Landscape%20Metrics.htm>
- McGarigal K, Marks B, 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure: Software fragstats 3.3. US Department of Agriculture, Forest Service and Pacific Northwest Research Station, Portland.
- Michalijos M, Uboldi J, 2013. Propuesta metodológica para la evaluación de áreas afectadas por incendios mediante el uso de imágenes satelitales (Sierra de la Ventana, Argentina). *Revista de Geografía Norte Grande*. 56: 223-234.
- Miller J, Thode A, 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*. 109(1): 66-80.
- Morlans M, Estructura del paisaje. Matriz, parches, bordes y corredores, sus funciones, fragmentación del hábitat y su efecto de borde *Editorial Científica Universitaria*: 12.
- Muñoz-Pedrerros A, 2004. La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural*. 77: 139-156.
- Navarro Cerrillo R, Hayas A, García Ferrer A, Hernández Clemente R, Duhalde P, González L, 2008. Caracterización de la situación posincendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Revista Chilena de Historia Natural*. 81: 95-110.
- Naveh Z, Lieberman AS, 2013. *Landscape ecology: theory and application*. Springer Science & Business Media, 360 pp.
- Newton A, 2007. *Forest ecology and conservation. A handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, 437 pp.
- Nieto I, Isabel M, 2008. Estudio comparativo de índices espectrales para la cartografía de áreas quemadas con imágenes MODIS. *Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección*(29): 15-24.
- Parisien MA, Miller C, Ager AA, Finney MA, 2010. Use of artificial landscapes to isolate controls on burn probability. *Landscape Ecology*. 17: 745-759.
- Parra-Lara A, Bernal-Toro F, 2010. Incendios de cobertura vegetal y biodiversidad: una mirada a los impactos y efectos ecológicos potenciales sobre la diversidad vegetal. *El Hombre y la Máquina*. 35: 67-81.
- Pausas J, 2004. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. In: R. Vallejo and J. Alloza (Editors), *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia, pp. 47-64.
- Pausas J, 2006. Simulating mediterranean landscape pattern and vegetation dynamics under different fire regimes. *Plant Ecology*. 187: 249-259.
- Pérez-Cabello F, Ibarra B, P., De La Riva Fernández J, Echeverría Arnedo MT, Montorio Llovería R, García-Martín A, 2007. Impacto de los incendios forestales en comunidades vegetales sub-mediterráneas: Evaluación multitemporal de la diversidad del paisaje utilizando imágenes LANDSAT TM. *Cuaderno de Investigación Geográfica* (33): 101-114.

- Rego F, Silva JS, 2014. Wildfires and landscape dynamics in Portugal: a regional assessment and global implications. In: J. Azevedo, A. Perera and M. Pinto (Editors), *Forest Landscapes and Global Change: Challenges for Research and Management*. Springer, New York.
- Retana J, Espelta J, Habrouk A, Ordoñez J, Sola M, 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Ecoscience*: 89-97.
- Rodríguez-Trejo DA, 1996. Incendios forestales. Mundi-Prensa, México, 630.
- Rodríguez-Trejo DA, Fulé PZ, 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*. 12(1): 23-37.
- Saldivia S, Verdú F, 2007. Variación espacial de índices espectrales sobre áreas quemadas en Sudamérica. *Cuadernos de investigación geográfica*(33): 39-58.
- Saura Martínez de Toda S, 2009. Del rodal al paisaje: un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación forestal, *Congresos Forestales*.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales S, 2014. *Anuario Estadístico de la Producción Forestal*, México. 236 pp.
- Silva JS, Vaz P, Moreira F, Catry F, Rego F, 2011. Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landscape and Urban Planning*. 101(4): 349-358.
- Silvente B, Hurtado M, Baños R, 2013. Cómo aplicar árboles de decisión en SPSS. *Universitat de Barcelona*.
- Turner MG, 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 20: 171-197.
- Turner MG, Gardner RH, Dale VG, O'Neill RV, 1989. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes *Nordic Society Oikos*. 55(1): 121-129.
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV, 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer Science & Business Media, 406.
- Valor I, Piqué N, González O, 2013. Crecimiento de *Pinus nigra* tras los incendios ocurridos en Cataluña en el año 1994: implicaciones para la gestión forestal, *Congresos-CARGA FINAL*.
- Vázquez de la Cueva A, Rodríguez Martín JA, 2008. Dinámica de paisajes forestales en relación a la incidencia del fuego en España peninsular: 1987-2000. *Investigación Agraria Sistemas y Recursos Forestales*. 17(2): 143-154.
- Vidal-Zepeda R, 1990. Precipitación media anual, *Atlas Nacional de México*. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Viedma O, Moreno JM, Rieiro I, 2006. Interactions between land use/land cover change, forest fires and landscape structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Environmental Conservation*. 33(3): 212-222.
- Vila Subirós J, Llausás Pascual A, Ribas Palom A, Varga Linde D, 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'anàlisi geogràfica*. 48: 151-166.
- Villers R, 2006. Parámetros ambientales físico-bióticos y modelos para estudiar el comportamiento del fuego. In: F. G. et al. (Editors), *Incendios forestales: Definiendo el problema, ecología y manejo, participación social, fortalecimiento de capacidades, educación y divulgación*. Mundi-Prensa, México, pp. 254.
- White J, Ryan K, Key C, Running S, 1996. Remote Sensing of Forest Fire Severity and Vegetation Recovery. *International Journal of Wildland Fire*. 6(3): 125-136.
- White PS, Pickett STA, 1985. *Natural disturbance and patch dynamics: an introduction*. Academic Press, New York.
- Wimberly M, Kennedy R, 2008. Spatially explicit modeling of mixed-severity fire regimes and landscape dynamics. *Forest ecology and management*. 254(3): 511-523.
- Zavala F, 2000. El fuego y la presencia de encinos. *CIENCIA Ergo-Sum*. 7(3): 269-276.

ANEXOS

Anexo 1. Matriz de error de la clasificación de vegetación y uso del suelo, 2000

TIPO DE VEGETACIÓN	Bosque de pino	Bosque de pino-encino	Bosque de encino	Agrícola	Cuerpo de agua	Ground truth totals	Fiabilidad del productor (%)	Error de omisión (%)
Bosque de pino	17	3	0	0	0	20	89.47	10.53
Bosque de pino-encino	1	16	4	0	0	21	84.21	15.79
Bosque de encino	1	0	15	0	0	16	78.95	21.05
Agrícola	0	0	0	19	1	20	100	0
Cuerpo de agua	0	0	0	0	18	18	94.74	5.26
TOTAL	19	19	19	19	19	95	89.47	10.53
Fiabilidad del usuario (%)	85	76.19	93.75	95	100		89.99	
Error de comisión (%)	15	23.81	6.25	5	0		10.01	
Fiabilidad global	89%							
Estadístico Kappa	0.87							

Anexo 2. Matriz de error de la clasificación de vegetación y uso del suelo, 2005

TIPO DE VEGETACIÓN	Bosque de encino	Bosque de pino-encino	Bosque de pino	Agrícola	Cuerpo de agua	Ground truth totals	Fiabilidad del productor (%)	Error de omisión (%)
Bosque de encino	16	0	0	0	0	16	88.89	11.11
Bosque de pino-encino	0	16	2	0	0	18	88.89	11.11
Bosque de pino	2	2	16	0	0	20	88.89	11.11
Agrícola	0	0	0	18	0	18	100	0
Cuerpo de agua	0	0	0	0	18	18	100	0
TOTAL	18	18	18	18	18	90	93.33	
Fiabilidad del usuario (%)	100	88.89	80	100	100		93.77	6.67
Error de comisión (%)	0	11.11	20	0	0		6.22	
Fiabilidad global	93%							
Estadístico Kappa	0.92							

Anexo 3. Matriz de error de la clasificación de vegetación y uso del suelo, 2009

TIPO DE VEGETACIÓN	Bosque de pino-encino	Agrícola	Bosque de encino	Bosque de pino	Sin vegetación	Cuerpo de agua	Ground truth totals	Fiabilidad del productor (%)	Error de omisión (%)
Bosque de pino-encino	15	0	0	3	0	0	18	88.24	11.76
Agrícola	0	17	0	0	0	0	17	100	0.00
Bosque de encino	2	0	15	0	2	0	19	88.24	11.76
Bosque de pino	0	0	2	14	0	0	16	82.35	17.65
Sin vegetación	0	0	0	0	15	0	15	88.24	11.76
Cuerpo de agua	0	0	0	0	0	17	17	100	0
TOTAL	17	17	17	17	17	17	102	91.18	
Fiabilidad del usuario (%)	83.33	100	78.95	87.50	100	100		91.63	10.59
Error de comisión (%)	16.67	0	21.05	12.50	0	0		10.04	
Fiabilidad global	91%								
Estadístico Kappa	0.89								

Anexo 4. Matriz de error de la clasificación de vegetación y uso del suelo, 2014

TIPO DE VEGETACIÓN	Bosque de encino	Bosque de pino	Bosque de pino-encino	Agrícola	Cuerpo de agua	Sin vegetación	Ground truth totals	Fiabilidad del productor (%)	Error de omisión (%)
Bosque de encino	15	1	1	0	0	2	19	88.24	11.76
Bosque de pino	0	14	3	0	0	0	17	82.35	17.65
Bosque de pino-encino	2	2	13	0	0	1	18	76.47	23.53
Agrícola	0	0	0	17	0	0	17	100	0
Cuerpo de agua	0	0	0	0	17	0	17	100	0
Sin vegetación	0	0	0	0	0	14	14	100	17.65
TOTAL	17	17	17	17	17	17	102	91.18	11.76
Fiabilidad del usuario (%)	78.95	82.35	72.22	100	100	100		88.92	
Error de comisión (%)	21.05	17.65	27.78	0	0	0		11.08	
Fiabilidad global	88%								
Estadístico Kappa	0.86								