

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Facultad de Ciencias Marinas
Facultad de Ciencias



**MODELO DE RIESGO ECO CÉNTRICO PARA UN PROGRAMA DE
INCENDIOS FORESTALES, CASO DE ESTUDIO: PARQUE NACIONAL
SIERRA SAN PEDRO MÁRTIR.**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO
PRESENTA

Sustentante: HIRAM RIVERA HUERTA

Director de tesis: Dr. Hugh Safford

Ensenada, Baja California, a 13 de Enero 2017

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Facultad de Ciencias Marinas
Facultad de Ciencias

DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO
AREA DESARROLLO Y PLANIFICACION

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO
PRESENTA

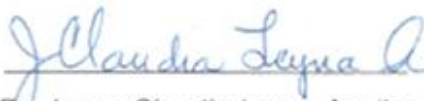
HIRAM RIVERA HUERTA



Dr. Hugh Safford
Director de Tesis



Dr. José Villanueva Díaz
Sinodal



Dr. Juana Claudia Leyva Aguilar
Sinodal



Dr. José Delgadillo Rodríguez
Sinodal



Dr. Mariana Villada Canela
Sinodal

RESUMEN:

En las últimas dos décadas los incendios forestales han sido considerados como una de las causas más importantes en la pérdida de ecosistemas y liberación de CO₂ a la atmósfera. Para ayudar a prevenir y disminuir la tendencia actual se ha trabajado en el desarrollo de modelos a partir de índices para identificar áreas con peligro de incendios forestales. Este trabajo se basa en el modelo de Presión-Estado-Respuesta, propuesto por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico, como un esquema de análisis de la situación actual en el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (PNSSPM) usando indicadores de vulnerabilidad (IV) y presión (IPIF) que integran el modelo de riesgo de incendios forestales (IRIF). El PNSSPM ubicado en el noroeste de México, se encuentra en la misma zona climática que los de California, presentan la mayoría de sus especies dominantes, están menos degradados por la escasa actividad explotación forestal y 30 años de supresión de fuego. La reciente intervención por parte del hombre, lo presenta como un ecosistema de referencia para la restauración y manejo de los bosques en California, y una oportunidad para replantar el manejo del fuego en bosque semiáridos, donde es un proceso ecológico recurrente en intervalos de tiempo aproximado a 15 años. Este trabajo propone el uso de los resultados como una línea base para el programa de manejo de fuego del PNSSPM y la actualizar el Programa de Conservación y Manejo del parque, incorporando conceptos de ecología de fuego. La tesis está organizada en 3 artículos, el primero describe el efecto de severidad de fuego en el PNSSPM del periodo de 1984 a 2010 y se compara con la actual en California, los resultados presentan incendios de baja severidad en el PNSSPM, condiciones muy similares a las reportadas en a principios del siglo XX. El segunda articulo determina las cargas de combustibles en el sitio y hacer comparaciones en el Parque Nacional Constitución de 1857 y Cleveland National Forest, California, EUA. Los resultado sugieren que el efecto de aprovechamiento de madera y supresión de fuego, aumentan la vulnerabilidad del sitio y además se deben considerar los efectos de plagas y sequias como disturbios importantes en la estructura del bosque y las cargas de combustibles. El tercero integra la información de los primeros insumos e indicadores disponibles en el sitio para generar el modelo de Riesgo. Se obtuvieron 15 unidades de manejo de fuego (UMF) que permiten un análisis espacial y temporal del PNSSPM que sintetiza la información a los manejadores en la toma de decisión, para el uso y control de fuego.

Palabras claves:

Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, Severidad de fuego, Modelo, riesgo, Eco céntrico, combustibles, indicadores, incendio forestal, Bosque de coníferas,

Dedicatoria especial:

Al Dr. José Luis Fermán Almada, que descanse en paz, por atreverse una vez más a trabajar conmigo desde el inicio de este doctorado y darme la oportunidad de iniciarme en la docencia hace nueve años, seguiré trabajando en este lado de la trinchera.

Dedicatoria

A mi familia

A Mary Carmen, mi cómplice en formar una familia, cuyos frutos son dos hermosos niños, barro fresco para trabajar que nos impulsa a seguir trabajando en ellos y para ellos, gracias por despertar en la mañana con sonrisas de niños.

A los abuelos

A ellos que se nos han adelantado unos pasos pero están siempre presentes, por sus enseñanzas y ejemplo, el no olvidar ser personas de bien y no de bienes, congruentes con el discurso y los actos que nos definen.

A los padres

A pesar de la distancia y el tiempo siguen brindando un puerto a donde llegar para recordarnos de dónde venimos, siempre son un referente en mi discurso frente a los alumnos y un alto en la reflexión cuando hablamos de los hijos, gracias por ser las cabecitas blancas de mis hijos y sus ídolos por saber de todo. Ahora los entiendo un poco más, al ser padre y ver desde ese ángulo, lo que no entendía en mi postura de hijo, gracias por seguir enseñándome.

A mis hermanos

Por estar siempre ahí, cuando se necesita su cariño a pesar de la distancia, no dejemos de luchar por lo que queremos.

A mi familia Ruiz de la Torre

Por estar siempre al pendiente de lo que pasa en Ensenada y recibirnos en Puebla de manteles largos con unos sabrosos Chiles en Nogada.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Baja California por brindarme una oportunidad de mejorar día a día en la realización plena del hombre y continuar siendo cimarrón en la montaña

Al CONACyT, por la beca otorgada para el cumplimiento de este trabajo. Al fondo de becas mixtas y a la Universidad de California, Davis, por las facilidades y financiamiento para realizar mi estancia académica.

A la Facultad de Ciencias Marinas, Facultad de Ciencias e Instituto de Investigaciones Oceanológicas y a su personal administrativo por el tiempo y ayuda.

Al Dr. Hugh Safford, por confiar en mí y enseñarme las diferentes facetas del trabajo de campo y gabinete, el darse el tiempo para resolver dudas e inquietudes para este trabajo, ayudarme a integrarme en mi estancia en UCD con sus colaboradores y en ámbito personal compartir los alimentos con su familia.

A mis sinodales, Dra. Juan Claudia Leyva Aguilar, Dr. José Delgadillo Rodríguez, Dr. José Villanueva Díaz, por ser parte de mi formación y compartir su experiencia en la realización de este trabajo.

A la CONANP, a la SPA del Estado de Baja California y a los parques nacionales Sierra San Pedro Mártir, y Constitución 1857, por las facilidades, recomendaciones y apoyo en campo, a todo el personal de apoyo y guardaparques que hicieron del campo una experiencia única y por las facilidades para volver sano a casa con mi equipo de trabajo.

A la CONAFOR y personal de apoyo Juan Ramón por compartir información y experiencias que en la temporada de incendios trabajan en el anonimato y pocas veces se les reconoce su trabajo.

Al Servicio Forestal de Estados Unidos Programas Internacionales por el apoyo económico para el campo y para asistir a talleres y reuniones de trabajo con otros grupos donde se abordan diferentes soluciones a problemas en común. En especial a Alexandra y a Rafael por todo el apoyo obtenido para la realización de este trabajo. Al personal del Parque Cleveland, Nicole por el apoyo en campo y las facilidades para la obtención de los datos de combustibles.

Al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, por el apoyo económico en campo.

A laboratorio de Susan Harrison y colaboradores, además del departamento de Ciencias Ambientales y Política de la UC, Davis, por tener un espacio para trabajar y tener acceso a materiales y uso de instalaciones.

Al Laboratorio de Dendrocronología del INIFAP RASPA por las facilidades y consejos para el procesamiento de muestras colectadas en campo.

A mi tripulación (mis chicos), Patricia, Jessica, Karen, Zayra, Edwin, y René que caminaron conmigo entre llanos y montañas.

Al grupo de Manejo de Zona Costera: Conchita, Georges, Alejandro, Ileana, Rinah y Karen, por su compañerismo y amistad, además de siempre tener lista una taza de café.

Contenido

INTRODUCCION GENERAL	9
OBJETIVOS	15
Objetivo General.....	15
Objetivos particulares	15
Referencias	16
CAPÍTULO I:	18
Patterns and trends in burned area and fire severity 1984-2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, Mexico.	18
Capitulo II:	40
Cargas de combustible y estructura en el bosque de pino Jeffrey de los Parques Nacionales de Sierra San Pedro Mártir, en el contexto de los bosques sureños de la Provincia Florística Californiana; Constitución (1857 en Baja California, México y Parque Nacional de Cleveland, California, EUA).....	40
2.1 INTRODUCCIÓN.....	40
2.2 ÁREA DE ESTUDIO	47
2.2.1 Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir.	47
2.2.2 Parque Nacional Constitución 1857	47
2.2.3 Cleveland National Forest (CNF).....	49
2.3 METODOLOGIA	51
2.4 RESULTADOS.....	54
2.5 DISCUSIÓN.....	58
2.6 CONCLUSIONES.....	61
2.7 REFERENCIAS CITADAS	63
CAPÍTULO III	67
Propuesta de modelo de riesgo eco céntrico para el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir.	67
3.1 INTRODUCCIÓN	67
3.1.1 Indicadores ambientales de riesgo.....	68
3.1.2 Modelos ambientales como herramientas para el manejo del PNSSPM.....	70
3.2 METODOLOGÍA.....	74
3.3.1 FASE ZONIFICACIÓN	74
3.3.2 FASE CARACTERIZACIÓN.....	74

3.3.3 FASE DIAGNÓSTICO	76
3.3 RESULTADOS Y DISCUSIONES	81
3.4.1 MODELO DE RIESGO ECOCÉNTRICO: PARQUE NACIONAL SIERRA SAN PEDRO MÁRTIR.....	81
3.4 CONCLUSIONES.....	94
3.5 REFERENCIAS	95
CONCLUSIONES GENERALES	101

INTRODUCCION GENERAL

La aplicación metodológica de modelos que evalúen el riesgo ecológico y el desarrollo de indicadores e índices de riesgo son un paso esencial hacia la identificación, categorización, valoración y reducción del riesgo por eventos extremos como los incendios forestales. Para la creación de indicadores es necesario integrar diferentes índices bajo la evaluación de varios criterios.

En el Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas (PNANP) 2007-2012, en su quinta línea estratégica dirigida a la Protección y en su apartado a incendios forestales, se reconoce y promueve el mantenimiento de los regímenes naturales del fuego en las Áreas Naturales Protegidas (ANP). En el 2011 la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) publica las estrategias y lineamientos de Manejo del fuego en ANP (Sepulveda, 1999; Del Ángel-Mobarak, 2012) el cual define la necesidad de instrumentar Programas de Protección contra Incendios Forestales y el mantenimiento de los regímenes del fuego ecológicamente aceptable

El Manejo del fuego en México se inicia en 1972 con el Programa Nacional de Protección Contra Incendios Forestales y en el 2002 fue transferido a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), para trabajar en coordinación con los gobiernos de los estados (Del Ángel-Mobarak, 2012). Actualmente, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) integra tres componentes al manejo del fuego: la prevención, supresión y uso del fuego con atributos ecológicos clave del fuego. En la Norma Oficial Mexicana (NOM-015-SEMARNAT/SAGARPA-2007), se especifica técnicas de métodos de uso del fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario.

En el ámbito internacional en los Estados Unidos de Norteamérica, se hizo una modificación en la política de manejo, la cual es más flexible, y fomenta la remoción de material a través de quemas prescritas o controladas (<http://www.fs.fed.us/fire/>), porque la historia en materia de fuego de dicho país es un ejemplo del efecto adverso que tiene la supresión total de incendios por la acumulación de material combustible para los siguientes incendios, aumentando la severidad de éstos y por consiguiente el riesgo. En el caso contrario la quema continua de igual forma tiene un efecto adverso en la diversidad del ecosistema al perder semilleros, cambiar estructuras propias del hábitat, que no se regeneran en el corto plazo.

La Norma Oficial Mexicana (NOM-015-SEMARNAT) define al Incendio forestal como la “combustión de la vegetación sin control” y la Guía para la elaboración de programas de manejo del fuego en ANP y sitios de interés define: “combustión y propagación libre y sin control del fuego en la áreas forestales” (CONANP, 2013).

Los incendios forestales son disturbios naturales que causan tanto efectos positivos como negativos a los ecosistemas. En algunos ecosistemas, el fuego ha estado siempre presente lo que ha llevado al desarrollo evolutivo de adaptaciones que les permite a las especies sobrevivir y aprovechar su presencia. Si se retira el fuego o se altera el régimen de fuego, el ecosistema se transforma en algo diferente, donde se pierden especies y hábitats (Myers, 2006). A nivel mundial los ecosistemas se pueden clasificar por su respuesta al fuego en cuatro categorías: Independiente, Influida, Sensibles y Dependientes (SEMARNAT, 2007 CONAFOR, 2008).

En nuestro país del periodo de 1998 al 2008 se presentaron más de 8,555 incendios anuales; en el 2007 afectaron en un 10% áreas arboladas y 90% a pastos, arbustos y matorrales. En el 2011 se presentaron 12,113 incendios para las 32 entidades federativas, lo que equivale a un total de 956,405 ha, cifra que es aproximadamente siete veces mayor a la superficie afectada en 2010 y

el doble de incendios reportados para ese año (6,125 incendios en 114,723 ha) (www.conafor.gob.mx). De acuerdo a la CONAFOR en 2009 el estado de Baja California fue la décima entidad federativa con mayor número (274) de incendios en el país. Sin embargo, fue la primera entidad federativa con mayor superficie afectada por los incendios con un área de 71,854.6 ha; lo cual es necesario enfatizar, si consideramos que ésta área es equivalente al total (73,000 ha) del PNSSPM, el más importantes de la zona por su biodiversidad. En el 2011 en Baja California se presentaron 304 incendios equivalentes a 19,508 ha.

Las Áreas Naturales Protegidas, son una porción del territorio (terrestre o acuático) cuyo fin es conservar la biodiversidad representativa de los distintos ecosistemas para asegurar el equilibrio y la continuidad de los procesos evolutivos y ecológicos, cuyas características no han sido esencialmente modificadas; son relevantes a nivel nacional e internacional y albergan un listado de grupos taxonómicos de aves, mamíferos, reptiles, especies claves o en peligro de extinción. Estas zonas son manejadas bajo el instrumento político con mayor definición jurídica para la conservación y regulando sus actividades bajo el marco normativo de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LEGEEPA); estando sujetas a regímenes especiales de protección, conservación, restauración y desarrollo, según categorías establecidas en la Ley (CONANP, 2009). En México, la selección de áreas con atributos para protección se llevan a cabo por Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas a partir del decreto Presidencial; existen seis categorías* (Tabla I); (1) Reserva de la Biósfera, (2) Monumentos Naturales, (3) Área de Protección de Flora y Fauna, (4) Área de Protección de Recursos Naturales (5) Santuario y (6) Parques Nacionales.

Tabla I Clasificación de áreas naturales protegidas y su superficie*

Categoría	Número de ANP	Superficie (ha)
Reservas de la Biosfera	41	12,751,149
Parques Nacionales	66	1,411,319
Monumentos Naturales	5	16,269
Áreas de Protección de Recursos Naturales	8	4,503,345
Áreas de Protección de Flora y Fauna	38	6,795,963
Santuarios	18	150,193
Total	177	25,628,239

*http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/

En nuestro país a partir del Estudio Capital Natural de México se concluye que las ANP forman el instrumento de la política ambiental mejor consolidado para la conservación de la biodiversidad y los servicios ambientales que los ecosistemas proporcionan a la sociedad (CONABIO, 2009). A partir de los compromisos establecidos en el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2010 y las Metas de Aichi, se comprometió a que el 17% de nuestro territorio y un 10% marino estén bajo un esquema de conservación para el 2018 (CONANP, 2015). Actualmente la CONANP considera que la importancia de las ANP al resguardar ecosistemas de alto valor es fomentar la conectividad con ecosistemas degradados por actividades humanas y disturbios naturales para poder recupéralos. Para esto, se debe considerar las particularidades y atributos (naturales, históricos, antropocéntricos, etc.) que conforman el ANP como una estrategia para reducir los impactos y amenazas específicas como por ejemplo el cambio climático (SEMARNAT, 2015).

En las regiones boscosas del noroeste de México existen dos ANP que conservan los dos únicos bosques de coníferas de clima Mediterráneo en nuestro país, y en donde el clima es esencial para fomentar el crecimiento de biomasa en primavera debido a las lluvias en invierno y desecación en los veranos secos y prolongados. En la partes altas en esta región se registra

tormentas eléctricas y precipitación debido al Monzón de América del Norte (Minnich et al., 1993; Skinner et al., 2008), estos patrones son de gran importancia para la presencia de incendios forestales, su extensión e intensidad dependen de las condiciones ambientales, topográficas, así como de la cantidad y características del combustible presentes en el sitio (Sosa et al., 1999).

El Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (PNSSPM) forma parte de una de las cinco regiones de clima Mediterráneo en el mundo; en conjunto equivalen al 5% de la parte terrestre; donde vive el 20% de la especies de plantas en el mundo, considerados sitios de gran biodiversidad (Hot Spot) (Cowling et al., 1996). A nivel regional el PNSSPM es el ecosistema más al sur de la Provincia Florística Californiana (PFC); algunos trabajos lo consideran una isla biogeográfica por su diversidad florística y comunidades vegetales (Delgadillo, 2004) y que ha sido descrito como un sitio de referencia para el manejo de bosques en California, Estados Unidos de América (Stephen and Fuel, 2008; Dumbbar-Irwin and Safford, 2015, Rivera-Huerta et al., 2016), en donde la mayoría de los bosques fueron talados y modificados por la supresión de fuego. A nivel nacional, el PNSSPM es el parque de mayor extensión y diversidad de las dos únicas ANP de la Eco-región Californiana Mediterránea, caracterizada por especies dependientes de fuego (Coníferas y chaparral) no presentes en otra parte del país. En el contexto local esta ANP promueve la dotación de servicios ecosistémicos de abastecimiento (captura de agua, alimento), culturales (educación, recreación e investigación) y de regulación (a la erosión y clima, control de plagas, captura de carbón, etc.) en la cuenca alta y baja de la parte central del Estado de Baja California (CONANP, 2015).

En los últimos años en el PNSSPM, el número de visitantes se ha incrementado en 400% principalmente en los meses mayo a abril y en el verano (Aguilar, comunicación directa), este aumento coincide al terminar la pavimentación del camino en 2008, anterior a esto se tenía un camino de terracería (aproximadamente 80 km) que lleva directamente al parque. Al tener un

mejor acceso e infraestructura de cabañas, se promueve la visita al parque, lo que ha incrementado cada año el número de visitantes, el promedio anual de visitas es de 1,500. Esta afluencia aumenta la probabilidad de un incendio forestal, principalmente por actividades humanas en los periodos de vacaciones en semana santa y verano. En nuestro país se han elaborado ejercicios académicos e institucionales en materia de índices de peligro de incendios forestales e implementación de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la prevención de incendios forestales (INIFAP, 1999, Muñoz-Robles et al., 2005, Torres-Rojo et al, 2007).

Este trabajo consta de tres capítulos: en el primer capítulo se calcula la severidad de fuego en el PNSSPM del periodo de 1984 a 2010 usando el protocolo de monitoreo de tendencia de severidad de fuego del Servicio Forestal de Estados Unidos (USFS.) e imágenes de satélite Landsat 7, con base en el principio de tener la mismas especies y la misma respuesta después de un incendios forestal. El segundo capítulo corresponde a las cargas de combustible del PNSSPM y su comparación con los Parques Constitución de 1857 y Bosque Nacional de Cleveland, en áreas donde el pino Jeffrey es dominante. Los antecedentes de los sitios nos permiten reconstruir el manejo y las políticas implementadas donde las actividades antropogénica tienen un peso importante en la composición y dinámica actual de estos bosques más al sur de la PFC. El tercer capítulo es la construcción de un modelo de riesgo a partir del modelo de Presión-Estado-Respuesta, desde la perspectiva ecocéntrica, donde los primeros dos capítulos son insumos de una pirámide de información que permite un análisis espacial y temporal del PNSSPM, para finalmente sintetizar en un índice de riesgo que trasmita información de manera significativa a los tomadores de decisión, a partir de unidades de manejo de fuego.

OBJETIVOS

Objetivo General

Diseñar un modelo de riesgo eco-céntrico de incendios forestales para un Áreas Naturales Protegidas a partir de indicadores ambientales.

Objetivos particulares

1. Describir el efecto de severidad de fuego en los bosques de conífera en Sierra San Pedro Mártir en el periodo 1984 – 2010.
2. Determinar las cargas de combustibles en los parques nacionales Sierra San Pedro Mártir, Constitución 1857 y Cleveland National Forest, California, EUA.
3. Generar los índices de peligrosidad y vulnerabilidad eco-céntrica que alimentarán el Modelo de Riesgo.

Referencias

- Cowling Richard M., P. W. Rundel, B. B. Lamont, M.K. Arroyo, M. Arianoutsou. 1996. Plant diversity in Mediterranean – climate regions. *Science* 11(9): 362-366.
- Del Ángel-Mobarak G. A., 2012. La Comisión Nacional Forestal en la historia y el futuro de la política forestal de México. Centro de Investigación y Docencia Económicas-Comisión Nacional Forestal, pp. 346. México D.F.
- Delgadillo-Rodríguez, J. 2004. El bosque de coníferas de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Distrito Federal, México
- Dunbar-Irwin, M, and H.D. Safford. 2016. Climatic and structural comparison of yellow pine and mixed-conifer forests in northern Baja California (Mexico) and the eastern Sierra Nevada (California, USA). *Forest Ecology and Management* 363: 252-266.
- Minnich, R. A., F. Franco-Vizcaino, J. Sosa-Ramirez, and C. Yue-Hong. 1993. Lightning detection rates and wildland fire in the mountains of northern Baja California, Mexico. *Atmosfera* 6: 235-253.
- Rivera-Huerta, H., H. D. Safford, and J. D. Miller. 2016. Patterns and trends in burned area and fire severity from 1984 to 2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California.
- Sepúlveda-Betancurt J., Zuñiga-Castillo W., Olguín-Espinoza M., Gomero-Portilla A. 1999. Implementación de un Sistema de Información Geográfica para la prevención de incendios forestales en Baja California. Campo Experimental Costa de Ensenada, INIFAP y SAGAR. 48p.
- Skinner C. N., J. H. Burk, M. G. Barbour, F. Franco-Vizcaino, and S. L. Stephens. 2008. Influences of climate on fire regimes in montane forest of north-western Mexico. *Journal of Biogeography* 35:1436-1451.

Sosa C.V., Cedeño O., Rodríguez E., Martínez R. y Raygoza A. 1999. Incendios Forestales.

SEGOB y SEMARNAT, México, D.F

Stephens S. L., and P. Z. Fulé. 2005. Western pine forests with continuing frequent fire regimes:

Possible reference sites for management. *Journal of Forestry*, 103: 357-362.

Torres-Rojo J.M., Magaña-Torres O.S., Ramírez-Fuentes G.A. 2007. Índice de peligro de

incendios forestales de largo plazo. *Agrociencia*. 41(6):663-674

CAPÍTULO I:

Patterns and trends in burned area and fire severity 1984-2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, Mexico.

Publicado en la revista

Fire Ecology

Como:

Rivera-Huerta H., H.D. Safford, and J.D. Miller. 2015. Patterns and trends in burned area and fire severity 1984-2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. Fire Ecology.

RESEARCH ARTICLE

PATTERNS AND TRENDS IN BURNED AREA AND FIRE SEVERITY FROM 1984 TO 2010 IN THE SIERRA DE SAN PEDRO MÁRTIR, BAJA CALIFORNIA, MEXICO

Hiram Rivera-Huerta^{1*}, Hugh D. Safford^{2,3}, and Jay D. Miller⁴

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California,
Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana 3917,
Ensenada, Baja California, Mexico, C.P. 22860

²USDA Forest Service, Pacific Southwest Region,
1323 Club Drive, Vallejo, California 94592, USA

³Department of Environmental Science and Policy, University of California,
1 Shields Avenue, Davis, California 95616, USA

⁴USDA Forest Service, Pacific Southwest Region, Fire and Aviation Management,
3227 Peacekeeper Way, McClellan Park, California 95652, USA

*Corresponding author: Tel.: +52-646-1744500 ext. 103; e-mail: hiram@uabc.edu.mx

ABSTRACT

Yellow pine (*Pinus* spp. L.) and mixed conifer (YPMC) forests of California, USA (Alta California), have been negatively affected since Euro-American settlement by a century or more of logging, fire exclusion, and other human activities. The YPMC forests in northwestern Mexico (northern Baja California) are found in the same climate zone as those of Alta California and support mostly the same dominant species, yet they are much less degraded, having suffered little logging and only 30 years of fire suppression. As such, the Baja California forests are believed to more closely approximate pre-Euro-American settlement conditions, and they have been proposed as reference ecosystems for restoration and management of Alta California forests. We studied fire severity trends in the Sierra de San Pedro Mártir National Park

RESUMEN

Los bosques de pino amarillo (*Pinus* spp. L.) y de coníferas mixtas (PACM) de California, EEUU (Alta California), han sido afectados negativamente desde el establecimiento de los euro-americanos debido a un siglo o más de explotación forestal, de supresión de fuegos y otras actividades. Los bosques (PACM) en el noroeste de México (norte de Baja California) se encuentran en la misma zona climática que los de Alta California, tienen la mayoría de sus especies dominantes, están menos degradados debido a que presentan poca actividad de explotación forestal y solo 30 años de supresión de fuego. Por lo anterior, se cree que los bosques de Baja California se asemejan a las condiciones que presentaban previo al establecimiento de los euro-americanos, y pueden ser propuestos como ecosistemas de referencia para la restauración y manejo de los bosques de Alta California. Nosotros estudiamos las tendencias en la severidad del fuego en el Parque

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: *Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir*
Page 53

(SSPMNP), which supports the largest area of YPMC forest in Baja California, to determine whether fire severity is rising over the last three decades in the same manner that it is rising in the Sierra Nevada of Alta California. We used LANDSAT data to identify 32 fires that burned 26 529 ha in the Sierra de San Pedro Mártir National Park in the period 1984 to 2010. Of this, 1993 ha burned in YPMC forest types in 17 fires. We found no temporal trends in forest burned area or in the proportion of high severity fire, but we did find that the mean size of high severity patches within fires is rising. In the SSPMNP, the overall proportion of fire area burned at high severity averaged 3 % in both yellow pine and mixed conifer forests. We found no significant autoregressive effects of year in any of our analyses, but the year with the most burned area occurred after drier-than-average periods. In the SSPMNP data, there was no correlation between burned area and proportion of high severity fire; we interpreted this to mean that differences in fuels in SSPMNP were more important to fire behavior than weather conditions. The SSPMNP continues to burn at very low severities, even after 30 years of effective suppression of lightning-ignited fires. This is in stark contrast to similar forests in Alta California, which are experiencing fires of sizes and severities that fall far outside the historical range of variation. Current fire severities in the SSPMNP are very similar to the levels of severity described for Alta California YPMC forests before Euro-American settlement. Nonetheless, fire suppression policies in Mexican national parks in northern Baja California are causing increases in forest fuels and may be the cause of

Nacional Sierra San Pedro Mártir (PNSSPM), el cual tiene la mayor área de bosque de PACM en Baja California, para determinar si esta severidad está aumentando en las tres últimas décadas de la misma manera que lo está haciendo en la Sierra Nevada de Alta California. Se utilizaron datos LANDSAT para identificar 32 incendios que quemaron 26 529 ha en el Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir en el periodo de 1984 a 2010. De éstas, 1993 ha corresponden a vegetación de bosque PACM quemado en 17 incendios. No se encontró una tendencia temporal en el área de bosque quemado o en la proporción de incendios de alta severidad, pero sí se observó que el tamaño medio de parches de alta severidad en los incendios está aumentando. En el PNSSPM, el promedio de área quemada con alta severidad fue de 3 % en los bosques de pino amarillo y de PACM. No se encontraron efectos significativos en la autoregresión entre años en ninguno de los análisis, pero el año con más área quemada ocurrió después de un periodo más seco que el promedio. En los datos del PNSSPM, no hay correlación entre el área quemada y la proporción de fuegos de alta severidad; los datos sugieren que las diferencias entre combustibles en el PNSSPM son más importantes para el comportamiento del fuego que las condiciones climáticas. El PNSSPM presenta niveles de baja severidad incluso 30 años después de una efectiva supresión de incendios iniciados por rayos. Esto contrasta altamente con lo que ocurre con bosques similares en Alta California, los cuales experimentan tamaños de incendios y severidad mayores a la variación del rango histórico. La severidad actual de fuego en el PNSSPM es muy similar a los niveles de severidad reportados para Alta California en bosques de PACM antes de la llegada y establecimiento de los primeros euro-americanos. A pesar de ello, las políticas de supresión actuales en los parques mexicanos en el norte de Baja California están causando la acumulación de combustibles forestales, que pueden ser la causa

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 54

recent increases in high severity patch size. Current wildfire trends in YPMC forests in Alta California should serve as a warning to Mexican managers that continued fire exclusion in the Baja California YPMC forests is a recipe for ecological disaster in these unique and important ecosystems.

del incremento reciente en los parches de alta severidad. La tendencia actual de los incendios forestales en bosques de PACM en Alta California debería servir como advertencia para los gestores mexicanos, dado que la continua supresión de fuego en los bosques de PACM en Baja California es una receta que los llevará al desastre ecológico en esos únicos e importantes ecosistemas.

Keywords: Alta California, Baja California, fire severity, management, mixed conifer, Sierra Nevada, Sierra de San Pedro Mártir, yellow pine

Citation: Rivera-Huerta, H., H.D. Safford, and J.D. Miller. 2015. Patterns and trends in burned area and fire severity from 1984 to 2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Fire Ecology* 12(1): 52–72. doi: 10.4996/fireecology.1201052

INTRODUCTION

Studies of semi-arid forests in western North America show that, before the arrival of Europeans, fire was a common and important ecological process. In the mediterranean-climate region of the continent (which corresponds to the California Floristic Province), forests dominated by yellow pines (ponderosa pine [*Pinus ponderosa* Lawson & C. Lawson], Jeffrey pine [*P. jeffreyi* Balf.] and mixtures of these with other tree species burned on average every decade or two, with fires dominated by low severity effects (Agee 1993, Stephens *et al.* 2003, Van de Water and Safford 2011). After they settled in California, USA, Euro-Americans began to extinguish light fires whenever and wherever possible, as it was thought that such fires damaged the forest and timber resources. Today, long-term fire suppression in yellow pine and mixed conifer (YPMC) forests has resulted in great alterations to the fire regime and forest structure (Agee 1993, Sugihara *et al.* 2006, Safford and Stevens 2016). The lack of low severity fire in a region with very slow biological decomposition rates (Murphy *et al.* 1998) has resulted in an accumulation of dead and live organic material, changing the structure and density of the forest, and greatly increasing fuel loads (Steel

et al. 2015, Safford and Stevens 2016). Fire suppression practices in California were originally held as an example for other countries to follow (Stephens and Ruth 2005), but since then, the ecological consequences of the practice have begun to manifest themselves in more extensive and more severe forest fires, among other ecological problems (Miller *et al.* 2009b, Miller and Safford 2012).

The states of Baja California, Mexico, and California, USA, (Alta California) both belong partially to the California Floristic Province and they share many ecosystems with similar species and climates (Minnich *et al.* 2000, Delgadillo 2004). The Sierra de San Pedro Mártir National Park (SSPSNP) hosts YPMC forests—in this case dominated by Jeffrey pine—that are floristically and ecologically similar to forests in semi-arid areas of Alta California in the south of the state and on the eastern side of the Sierra Nevada (Stephens *et al.* 2003, Dunbar-Irwin and Safford 2016). However, forest structural conditions in the Sierra de San Pedro Mártir National Park are very different from conditions in Alta California, as a century of fire exclusion and 150 years of logging have led to denser and younger forests in Alta California that are lacking most of the large trees that used to comprise most of the biomass (van Wagtendonk and

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 55

Fites-Kaufman 2006, Fites-Kaufman *et al.* 2007, Stephens *et al.* 2015). In contrast, the SSPMNP is notable for having suffered little to no logging in the past and having only a recent history of fire suppression (~30 yr; Minnich *et al.* 2000, Stephens *et al.* 2003). As a result, the fire regime and forest overstory conditions in the SSPMNP are relatively little altered from their natural state, and the SSPMNP serves as an important reference site for management and restoration of similar but more degraded forest ecosystems in Alta California (Stephens and Fulé 2005, Stephens *et al.* 2008, Dunbar-Irwin and Safford 2016).

Many mediterranean-climate ecosystems in Mexico are classified as fire dependent (Shlisky *et al.* 2007, Trejo 2008). This is to say that the component species have lived and evolved with the presence of fire, and that fire plays many important ecological roles in the ecosystem. In the case of YPMC forests in the California Floristic Province, frequent low to moderate severity fire recycles nutrients, reduces fuel, provides mineral seed beds for the regeneration of seedlings, and helps fire tolerant tree species maintain their dominance in the stand (Mallek *et al.* 2013). Fire also generates scars in the bark and wood of trees, leaving traces of its passage and allowing for the reconstruction of past fire regimes. Through this fire record it is known that, for centuries, the forests of the SSPMNP have experienced fires at mean intervals of less than 15 years (Stephens *et al.* 2003). Currently however, the SSPMNP practices a policy of total suppression of fires, and this policy has been effective in extinguishing almost all fires over the last three decades. Today, the occurrence of fire in the forests of the SSPMNP is a rare event.

In the SSPMNP, dendrochronological studies have been made to determine the historical fire regime, its timing, occurrence, and spatial complexity (Stephens *et al.* 2003). Other studies have used aerial photographs to reconstruct fire area and the effects of fire on forest structure in mid- to late-twentieth century fires

(Minnich 2000). Today the Mexican National Forest Commission (CONAFOR) generates reports on fire events, the type of vegetation affected, and the location of the burn perimeter, but this practice only began in 2010; prior to that, only an approximate geographic location and name were collected. The advent of remotely sensed LANDSAT-Thematic Mapper (TM) based fire severity measurements (Miller and Thode 2007; Miller *et al.* 2009a, b) allows an assessment of more modern fires from the context of their effects on forest ecosystems.

In this study, our general objectives were to (1) provide a broad description of temporal and spatial patterns in fire severity in YPMC forests of the Sierra de San Pedro Mártir, and (2) to compare these patterns with those in more degraded forests in Alta California. Specifically, we used LANDSAT data to describe the effects of fire severity in conifer forests in the SSPMNP in the period 1984 to 2010 to ascertain (1) whether there are temporal trends in fire severity and high severity patch size in the SSPMNP, because the park now enforces a policy of strict fire suppression, the same that has contributed to increasing severity trends in Alta California; and (2) if there are noteworthy differences in fire severity patterns and trends in SSPMNP forests versus similar forests in Alta California.

METHODS

Study Area

The Sierra de San Pedro Mártir National Park (72 911 ha) is located approximately 130 km southeast of the city of Ensenada (Figure 1). The SSPMNP belongs to the Peninsular Range, which stretches from southern Alta California to the southern tip of Baja California, and includes the highest point in Baja California (Picacho del Diablo, 3096 m). Climatically, winters in the SSPMNP are cool and moist, and summers are warm and dry. January mean minimum temperatures at 2080 m

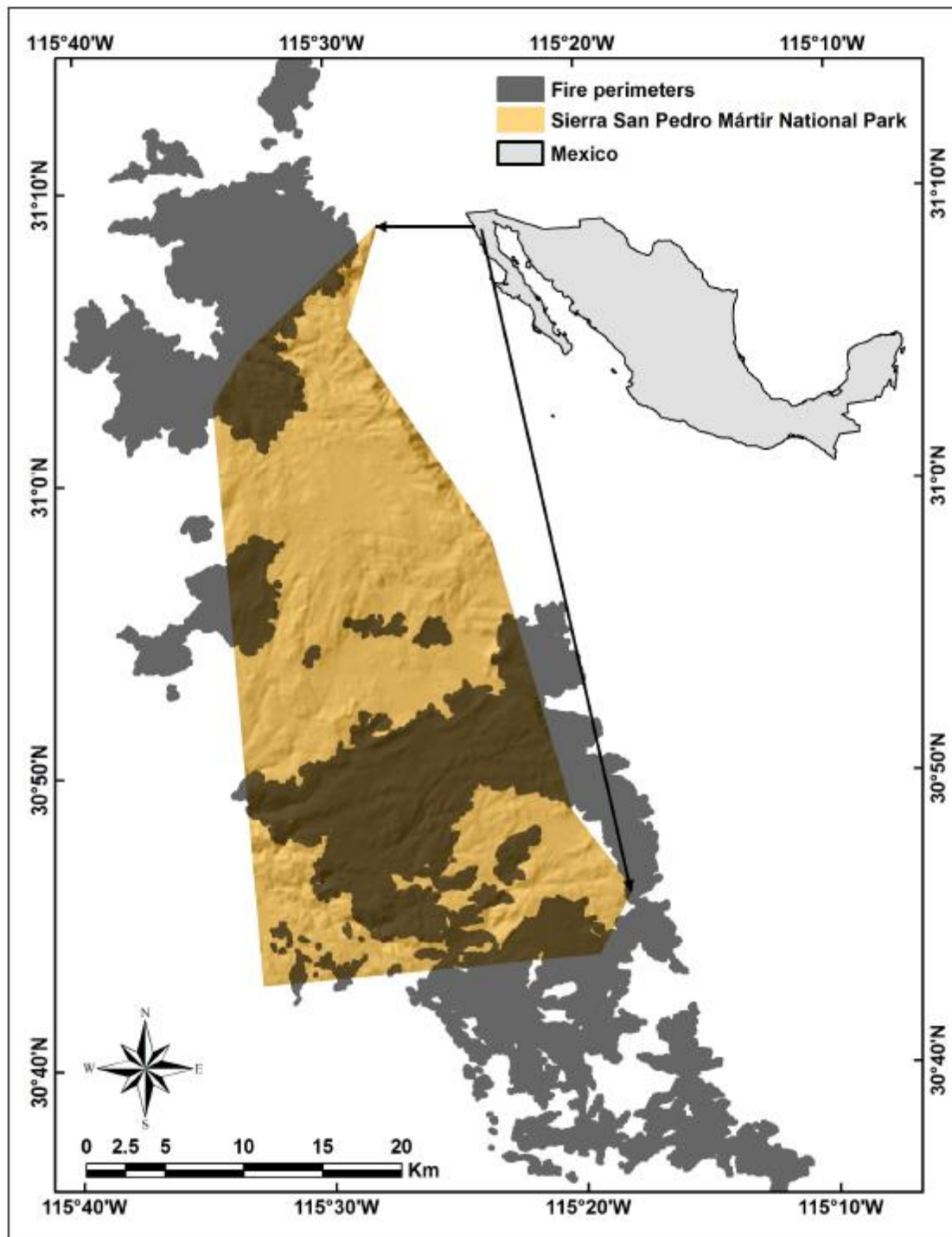


Figure 1. Sierra de San Pedro Mártir National Park. The park is found within the tan colored polygon. Gray polygons represent 49 fire perimeters that burned in or near the park between 1984 and 2010.

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 57

are about -1.0°C , and July mean maximum temperatures are about 24.9°C . Mean annual precipitation is about 570 mm, most of which falls as snow in the winter months; 10% to 20% of precipitation falls during the summer monsoon season (Dunbar-Irwin and Safford 2016). Geologically, the SSPMNP is mainly underlain by granitic rocks, with some areas of metamorphic rock (Stephens *et al.* 2003). Forest soils are mostly sandy, with somewhat more clay in soils formed from metamorphic rocks and in riparian settings.

Coniferous forest in the SSPMNP ranges from about 2000 m to 2900 m with scattered trees found on rocky slopes above this elevation and in riparian areas below. Minnich *et al.* (2000) estimated forest coverage in the SSPMNP at about 40 000 ha, but US Forest Service mapping shows about 17 000 ha of forest (defined as $\geq 10\%$ tree cover) within the park itself, or about 23% of the park area. In the YPMC forests, principal species include Jeffrey pine, white fir (*Abies concolor* [Gord. & Glend.] Lindl. ex Hildebr.), sugar pine (*Pinus lambertiana* Douglas), and canyon live oak (*Quercus chrysolepis* Liebm.). Lodgepole pine (*P. contorta* Douglas ex Loudon var. *murrayana* [Balf.] Engelm.) is common around meadows, in riparian areas, and at higher elevations, and some Coulter pine (*P. coulteri* D. Don) is found at lower elevations, usually mixed with chaparral. Other mostly riparian species include aspen (*Populus tremuloides* Michx.), which is also found on lower parts of some north facing slopes, and incense cedar (*Calocedrus decurrens* [Torr.] Florin). Jeffrey pine-dominated forests are open canopied, with cover mostly ranging from 10% to 35%. Mixed conifer stands tend to be somewhat denser, and white fir-sugar pine stands on north facing slopes may support canopy covers of 45% or more. Forest densities are much lower than in most Jeffrey pine or mixed conifer stands in Alta California. Dunbar-Irwin and Safford (2016) found that stands in the northern part of the park supported about 188

trees ha^{-1} (>7.6 cm dbh), whereas forests in the eastern Sierra Nevada of Alta California that had similar composition and climate supported a mean of 352 trees ha^{-1} . Stands in the SSPMNP also support less biomass: mean live basal area (BA) was about 30% lower in the SSPMNP than in the eastern Sierra Nevada ($22.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ versus $31.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; Dunbar-Irwin and Safford 2016).

The mean historic fire return interval reported for YPMC stands in the northern part of the park was about 15 yr (Stephens *et al.* 2003), comparable to mean pre-Euro-American settlement fire return intervals for similar forests in southern California and the Sierra Nevada (Stephens *et al.* 2003, Van de Water and Safford 2011). It was also reported that 90% of the fire scars were located in the early annual growth, suggesting that most fires took place in the early summer (June to August; Stephens *et al.* 2003, Skinner *et al.* 2008). This seasonality is associated with the North American monsoon (Minnich *et al.* 2000, Skinner *et al.* 2008), which brings rain and lightning to the SSPMNP area during the otherwise dry summer (Minnich *et al.* 1993).

SSPMNP Vegetation Map

The existing vegetation map for the Sierra de San Pedro Mártir National Park was developed by the Remote Sensing Lab of the Forest Service Pacific Southwest Region in 2010 and 2011. The mapping protocol followed standard US agency mapping methods, and was based on 2007 Quickbird (DigitalGlobe, Westminster, Colorado, USA) imagery (85% of the park; 2.4 m resolution for the multispectral band, 0.6 m resolution for panchromatic) and 2010 SPOT imagery (15% of the park; 10 m resolution). The minimum mapping unit was 0.4 ha. Field plots were collected in 2010 to train the classification and develop species distribution models. A summary of the mapping protocol (Baja California Map User Guide) can be found at <http://www.fs.fed.us/r5/rs/>

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 58

projects/gis/data/baja/, and the geodatabase itself, as well as the geodatabase of the vegetation map for the Sierra de San Pedro Mártir National Park, can be obtained from the corresponding author.

Within the park, mapping determined that forested areas ($\geq 10\%$ tree cover) summed to 16937 ha, or 23.2% of the park. Shrublands covered about 58% of the park, grasslands and other herbaceous vegetation 13%, and rock and other unvegetated lands summed to about 5%.

Remote Sensing

Fire perimeters. The CONAFOR fire ignition dates and fire perimeters were not available to identify fires that occurred in 2010 or before. Two LANDSAT images for each calendar year between 1984 and 2010, one from late spring (May to June) and the other from early fall (September to October), were visually examined to identify fire locations. We did not analyze years after 2010 because no fires more than 10 ha in size occurred between 2010 and 2015. Fire perimeters were digitized from RdNBR (relative differenced normalized burn ratio; Miller and Thode 2007) images derived from the earliest possible post-fire image and a pre-fire image with a matching pre-fire date. To ensure consistency and high spatial precision, digitization was performed at on-screen display scales between 1:12 000 and 1:24 000.

Forest baseline establishment for fire severity assessment. Because the SSPMNP vegetation map was developed with 2007 and 2008 imagery, it was necessary to establish a baseline of where forest did and did not exist at the beginning of our fire severity time series, which began in 1984. We acquired 1:50 000 digital black and white aerial photos for the SSPMNP for the year 1972 from the Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). The photos were georeferenced in a GIS program (ArcGIS v. 10.2; ESRI®, Redlands, California, USA) using at least 100 con-

trol points per photo; additional control points were added to historic images as needed. Polygons were added to the feature class via hand digitization and three classes were created: (1) forest ($\geq 10\%$ tree cover), (2) non forest, and (3) no data (e.g., where there were deep shadows in the image). A minimum patch size of 0.4 ha was used.

Fire severity. Severity of fires was mapped using satellite images. Although we mapped severity for all vegetation types in the SSPMNP, here we only reported severity for forest types that fit within the general description of yellow pine and mixed conifer forest. This included the CALVEG (USDA Forest Service, Region 5, Vallejo, California, USA, vegetation classification system) types JP (Jeffrey pine), MF (mixed conifer-fir), and WF (white fir), and some polygons of PQ (single-leaf pinyon [*Pinus monophylla* Torr. & Frém.]) that included an important component of Jeffrey pine. Because fires can affect vegetation type (for example, high severity fires in YPMC forests in the California Floristic Province often create vegetation transitions from forest to montane chaparral for periods of many decades), we used the forest baseline polygons from before 1984 (see preceding section) to spatially constrain forest extent in our severity analysis.

All images were acquired by LANDSAT-Thematic Mapper (TM) and geometrically registered using terrain correction algorithms (Level 1T) by the United States Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation Systems (EROS) Data Center. We converted all satellite data to at-sensor-reflectance (Chander *et al.* 2009).

To identify fire perimeters and map severity, we used the normalized burn ratio (NBR) that is widely used in the United States for detecting burned areas and mapping severity (Eidenshink *et al.* 2007). The NBR is formulated using LANDSAT TM mid-infrared bands 4 and 7 (similar spectral bands for LANDSAT 8 are numbered 5 and 7):

$$NBR = \left(\frac{\text{band 4} - \text{band 7}}{\text{band 4} + \text{band 7}} \right) \quad (1)$$

Bands 4 and 7 are used because their difference typically shows the largest change between pre- and post-fire images (Miller and Yool 2002, Key and Benson 2006). Band 4 encompasses near-infrared 0.76 μm to 0.90 μm wavelengths, which are primarily sensitive to the chlorophyll content of live vegetation. Band 7, which records middle infrared 2.08 μm to 2.35 μm wavelengths, is sensitive to water content in both soils and vegetation, the lignin content of non-photosynthetic vegetation, and hydrous minerals such as clay, mica, and some oxides and sulfates (Elvidge 1990, Avery and Berlin 1992). NBR values generally range between 1 and -1.

Change detection methodologies that employ pre- and post-fire images have been shown to reduce confusion between burned areas and areas that were barren prior to the fire (Key 2006). To account for barren areas, we used the relativized differenced NBR (RdNBR) change index (Miller and Thode 2007):

$$RdNBR = \left(\frac{(\text{PreFireNBR} - \text{PostFireNBR}) - \text{offset}}{\text{SquareRoot}(\text{ABS}(\text{PreFireNBR}/1000))} \right) \quad (2)$$

To ensure that the mean of RdNBR values for unburned areas is zero, the mean of the differenced NBR (dNBR) values (i.e., $\text{PreFireNBR} - \text{PostFireNBR}$) was first computed for a sample of dNBR values outside the fire perimeter (*offset* in the above equation) (Key and Benson 2006, Miller and Thode 2007). Conforming to general practice, we also scaled NBR by 1000 to transform the data to integer format (Key and Benson 2006). Therefore, the pre-fire NBR was divided by 1000 in the RdNBR formula. Positive RdNBR values represent a decrease in vegetation cover while negative values represent increased vegetation cover.

Post-fire images were acquired during the summer of the year following each fire and pre-fire images were from either the year prior to the fire or during the same year as the fire. Conforming to best practices for a change detection methodology, we chose pre- and post-fire images with the best possible matching pre-fire dates to minimize differences in sun angle and phenology (Singh 1989).

One important aspect to using a relative index such as RdNBR is that, because different pre-fire vegetation conditions are compensated for by dividing by a function of the pre-fire NBR, RdNBR values can be compared between multiple fires across space and time. Therefore, calibrations to field measured values acquired in one fire can be applied to other fires (Miller and Thode 2007, Miller *et al.* 2009a). The RdNBR values for all fires were converted to units of composite burn index (CBI), percent BA change, and percent change in canopy cover based upon calibrations developed for similar forest types in Alta California (Miller *et al.* 2009a). The CBI is a field based protocol used in the United States that results in a severity rating of 0 to 3 (unburned to high; Key and Benson 2006). In this work, we used percent BA change, employing a threshold of $\geq 90\%$ BA change to indicate areas of high severity (Table 1). We decided to use the percent BA change severity metric because our field sampling methods used common stand examine procedures that measured tree mortality, our tree species are similar to those used in creating the RdNBR calibration (Miller *et al.* 2009b), and tree mortality is

Table 1. Basal area change severity categories and associated RdNBR thresholds.

Severity	Basal area change	RdNBR
Unchanged	0%	<167
Low	>0% and <25%	≥ 167 and <370
Moderate	$\geq 25\%$ and <90%	≥ 370 and <652
High	$\geq 90\%$	≥ 652

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 60

more easily understood by managers than a composite index like CBI that combines effects on overstory, understory, and soil. The RdNBR value for $\geq 90\%$ BA change (652) is very similar to the RdNBR value for the CBI rating of ≥ 2.25 (641), which has previously been used in numerous severity assessments in Alta California (Miller *et al.* 2009a, Miller *et al.* 2009b, Miller and Safford 2012, Mallek *et al.* 2013). Field verification of the BA change maps in the Sierra Nevada demonstrates that $>85\%$ of plots >30 m (the width of a LANDSAT pixel) inside of high severity ($\geq 90\%$ BA change) polygons do not have any live trees (Miller and Quayle 2015). Our high severity class is thus indicative of areas of stand-replacing fire. Areas in which the satellite images did not reveal any change one year post fire were mapped as unchanged (0%), however they still may have experienced surface fire (Miller and Thode 2007, Miller *et al.* 2009b).

High severity patch size. We calculated the areas of all patches of high severity fire that occurred in the fires we analyzed. Minimum measurable patch size was 900 m², due to the LANDSAT 30 m pixel.

Trend analysis. We fit autoregressive integrated moving average (ARIMA) time domain regressions to burned area and the fire severity data (percentage of fire area burning at high severity and high severity patch size) using Box-Jenkins techniques for model identification and estimation; we compared model goodness-of-fit using the Akaike Information Criterion (Shumway 1988). All severity data were transformed by arcsin-square root and all area data by $\log_{10}$ to meet statistical assumptions of normality. In the end, none of the autoregressive functions were statistically significant for any of the three dependent variables, so the reported regressions are linear (Table 2).

RESULTS

Area Burned from 1984 to 2010

Within the perimeter of the Sierra de San Pedro Mártir National Park, we identified 32 fires that burned an area of 26 529 ha in the period from 1984 to 2010. Most of the burned area was in chaparral vegetation. We analyzed 1993 ha that burned in forest types in 17 fires (Table 3). Over the 27 years of our study period, this results in a current fire rotation period

Table 2. Regression statistics for results of ARIMA time series modeling of burned area, fire severity, and high severity patch size from 1984 to 2010^a.

	Burned area ¹	Percent high severity ²	High severity patch size ³
N	23	12	11
Error degrees of freedom	21	10	9
Parameter estimates			
Intercept	-145.779	-4.518	-160.608
Year	0.073	0.002	0.080
F	2.559	0.150	8.413
P (linear)	0.125	0.706	0.018
Statistics of fit			
Root mean square error	1.456	0.146	0.664
R ²	0.109	0.015	0.483
R ² (adj)	0.066	-0.084	0.426

^aNone of the autoregressive functions were significant, so the regressions are linear.

¹ $\log x + 0.1$ transformed

²arcsin-square root transformed

³ $\log$ transformed

Table 3. Numbers of forest fires, areas (ha), and percentages of area burned by fire severity class in Jeffrey pine and mixed conifer forests in the Sierra de San Pedro Mártir National Park between 1984 and 2010.

Year	Number of fires	Fire severity class (area of basal area change)							Total area burned (ha)	High severity as % of total area
		Not changed 0 %	>0 % to <10 %	≥10 % to <25 %	≥25 % to <50 %	≥50 % to <75 %	≥75 % to <90 %	High ≥90 %		
1985	1	0.00	0.02	0.11	0.06	0	0.05	0.01	0.25	4
1987	3	5.33	2.73	0.97	0.85	0.9	0.16	0.63	11.57	5
1989	3	121.33	60.47	34.35	36.45	19.93	8.42	10.36	291.31	4
1995	1	64.35	25.86	3.92	1.94	0.9	0.27	0.14	97.38	0
1996	1	164.94	182.75	93.1	78.07	35.63	10.98	8.41	573.88	1
1999	1	0.84	3.86	2.93	1.99	1.00	0.44	1.33	12.39	11
2000	1	0.06	0.16	0.32	0.07	0.03	0.00	0.00	0.65	0
2001	1	0.79	1.00	0.14	0.39	0.35	0.00	0.00	2.67	0
2002	2	49.09	24.35	15.54	18.71	9.44	2.99	6.23	126.35	5
2003	1	156.83	157.19	88.03	77.7	38.77	15.26	12.54	546.32	2
2006	1	39.25	82.33	67.53	59.1	22.81	6.91	3.51	281.45	1
2007	1	2.19	4.99	6.12	12.49	7.38	4.74	11.34	49.25	23
Totals	17	605.01	545.72	313.06	287.82	137.14	50.22	54.5	1993.47	3
% of total area		30	27	16	14	7	3	3	100	3

of 229 yr (the time required to burn an area equivalent to the total area of YPMC forest), which is about 10 times longer than the expected value under a natural YPMC fire regime (22 yr to 30 yr; Mallek *et al.* 2013). There was no temporal trend in forest burned area ($P = 0.125$, $R^2(\text{adj}) = 0.066$; Table 2, Figure 2), and there were no significant autoregressive effects of year. The year with the most area burned in the forest types analyzed were, in descending order, 1996, 2003, 1989, and 2006. In these years, 1692 ha burned, or 85% of the total.

All of the fires we identified started outside the park or in chaparral or herbaceous vegetation in the park's lower southern region, and most entered YPMC forest areas under relatively severe fire weather conditions (G. de León Girón, National Commission of Natural Protected Areas, Sierra San Pedro Mártir National Park, Ensenada, Baja California, Mexico, and J.C. Dominguez, CONAFOR, Mexica-

li, Mexico, personal communications). All lightning ignitions that occurred in Jeffrey pine or mixed conifer forest in the park between 1984 and 2010 (an average of 7 to 15 per year) were suppressed before they reached more than a few hectares in size, and they were not included in our analysis because they left no signal in the LANDSAT imagery. Most of the fires within the park occurred in its southern third, where the western (windward) escarpment is lower and drier than in the north of the park. The landscape in this southern area is dominated by chaparral and rock outcrops with little forest on its western side, whereas in the central and southeastern portions forest is distributed mostly around the fringes of large meadows and in topographic concavities with less exposure to the sun, at altitudes of around 2000 m to 2100 m. Large expanses of forest are mostly found in the higher northern part of the park. In this area, we identified and digitized three fires that

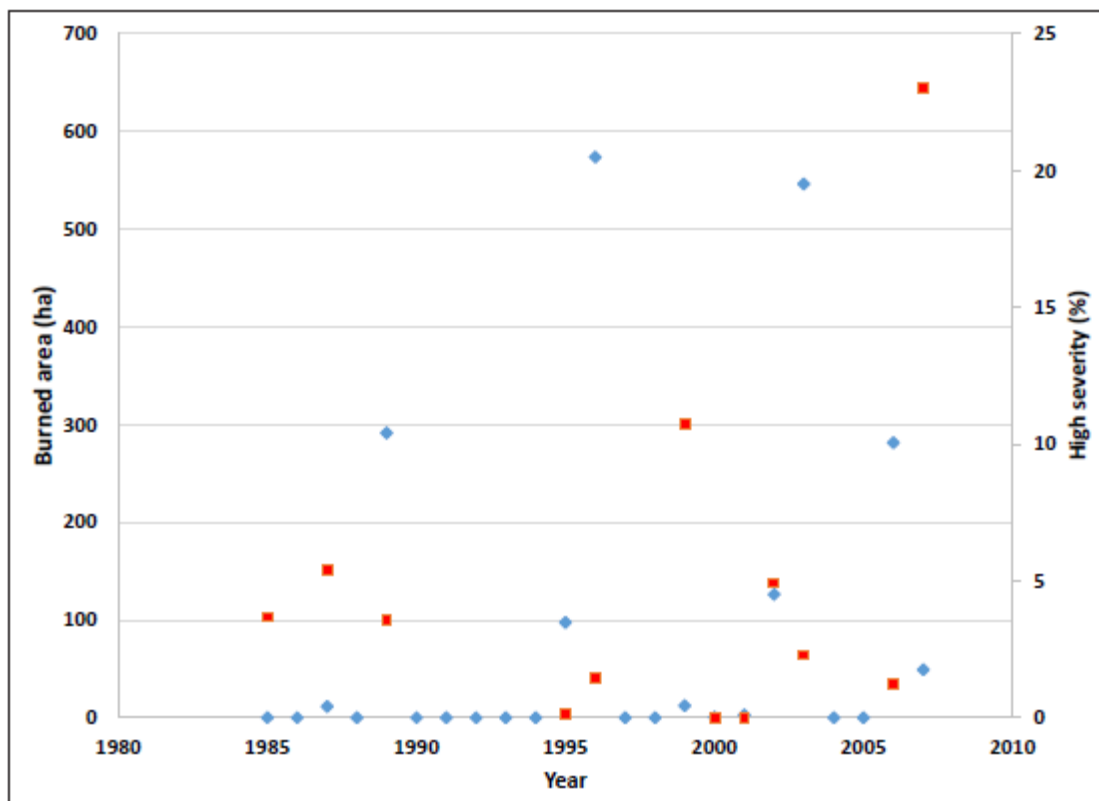


Figure 2. Annual values for burned area and percent high severity fire in Jeffrey pine and mixed conifer forests, Sierra de San Pedro Mártir National Park, 1984 to 2010. Blue diamonds represent burned area (ha) and the red squares represent high severity (%).

started outside the park as a result of human activities. All three fires occurred under windy, dry conditions, and burned principally chaparral vegetation.

Patterns and Trends in High Severity Fire from 1984 to 2010

Almost all of the high severity fire ($\geq 90\%$ BA change) burned in chaparral vegetation (Figure 3). This sort of fire effect is expected for this type of vegetation (Sugihara *et al.* 2006). The years with the most high severity fire area were, in descending order, 2003, 1986, 1989, and 2006 (Figure 4).

Over the time series, fires in Jeffrey pine and mixed conifer forests burned an average of 3% of their area at high severity (Figure 5).

Both forest types were dominated by unchanged and low severity fire ($\geq 0\%$ to $<25\%$ change = 74% of burned area in Jeffrey pine and 70% in mixed conifer). The current high severity fire rotation period—the time required for stand replacing fire to occur across an area equivalent to the area of YPMC forest in the park—is about 7650 yr. This is more than 7.5 times longer than the expected high severity rotation with 3% high severity under a natural YPMC fire frequency (22 yr to 30 yr overall fire rotation period; Mallek *et al.* 2013).

There was no trend in fire severity over time ($P = 0.857$, $R^2(\text{adj}) = 0$; Table 2, Figure 2), and there were no significant autoregressive effects of year. The year with the highest percentages of high severity fire were 2007, 1987, and 1999 (Figure 2).

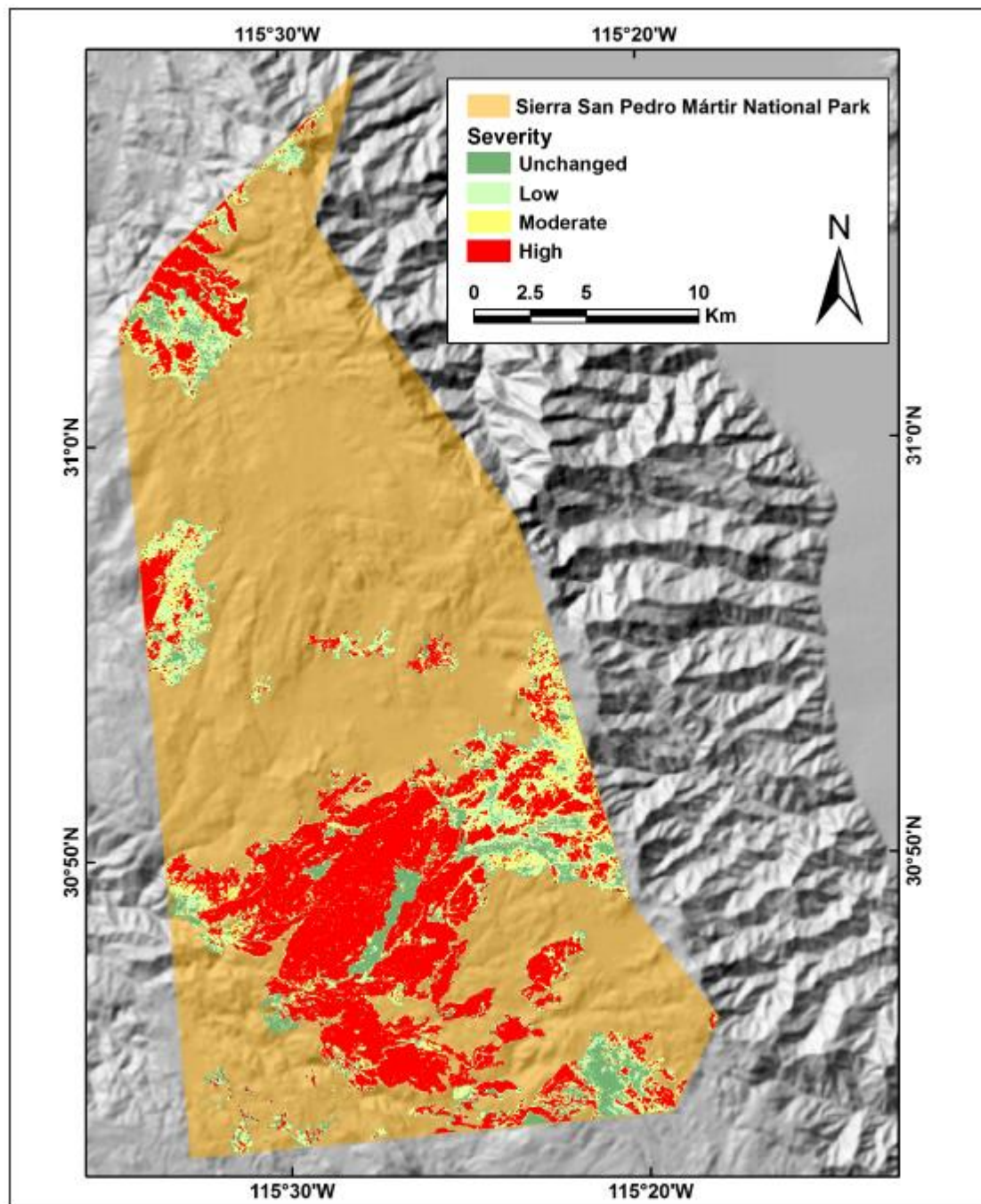


Figure 3. Fire severity map for 32 fires occurring within the boundaries of Sierra de San Pedro Mártir National Park, 1984 to 2010. Fire severity is based on BA change. Within the fire polygons, darker green represent unchanged (0% change), light green represents low severity fire (>0% to <25% change), yellow represents moderate severity fire (≥25% to <90% change), and red represents high severity fire (≥90% change). Almost all high severity fire occurred in chaparral vegetation.

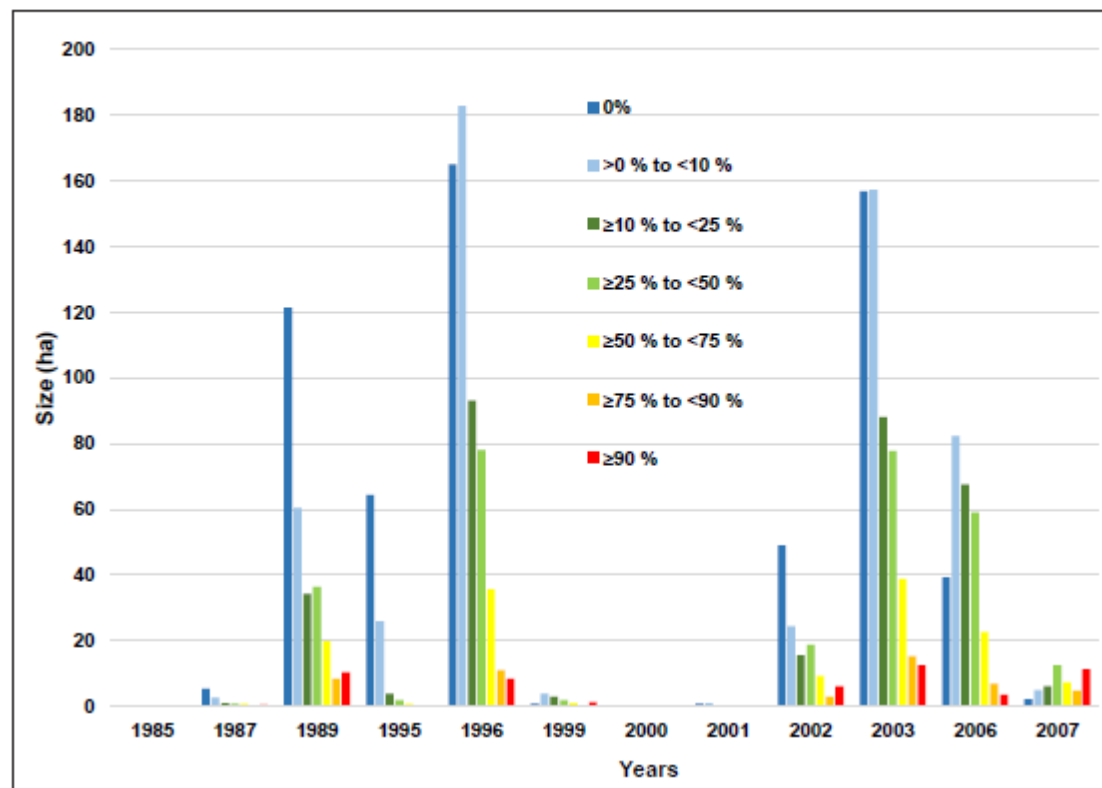


Figure 4. Area burned in Jeffrey pine and mixed conifer forests in the Sierra de San Pedro Mártir National Park, Mexico, from 1984 to 2010, classified by basal area mortality class and portrayed by year.

The distribution of high fire severity in the SSPMNP since 1984 (3%) was much lower than that in the Sierra Nevada (33%) over the same period (Figure 6).

High Severity Patch Size

The average size of high severity patches within forest fires in the SSPMNP increased between 1984 and 2010 ($P = 0.018$, $R^2(\text{adj}) = 0.426$; Table 2, Figure 7); there were no significant autoregressive effects. The overall average patch size was 2.86 ha (± 0.97 SE), the median was 0.63 ha. The smallest patch we measured was 0.009 ha (1985), the largest was 11.3 ha (2007).

In summary, we found that (1) forest fires in Jeffrey pine and mixed conifer forests in the Sierra de San Pedro Mártir National Park cur-

rently burn an average of about 3% of their area at high (stand replacing) severity; (2) there is no current temporal trend in either burned area or percent high severity; (3) high severity patch sizes are small but increasing in size; and (4) fire frequencies in YPMC forest are being severely constrained by fire suppression tactics in the SSPMNP.

DISCUSSION

The percentage of YPMC forest area burning at high severity in the SSPMNP is very low. This is remarkable considering that the fires that we analyzed were almost entirely large, wind-driven events that began in chaparral below the forested part of the park and entered the forest moving rapidly under severe fire weather conditions. In the SSPMNP, when

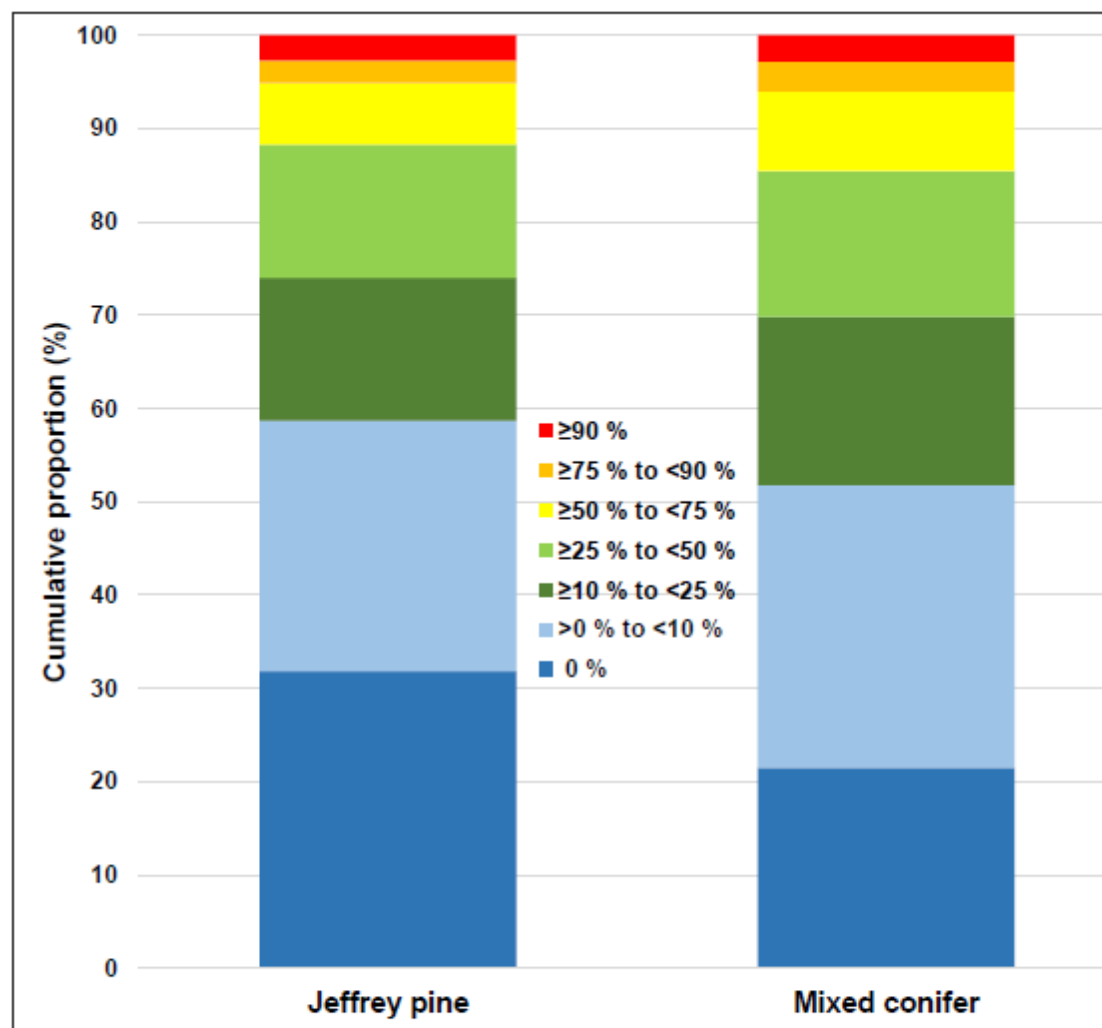


Figure 5. Summary of basal area mortality classes for the period 1984 to 2010, in Jeffrey pine and mixed conifer forests, Sierra de San Pedro Mártir National Park, Mexico.

such fires reach the forest edge they are crown fires, but they usually rapidly drop to the surface in the absence of sufficient surface fuels and crown connectivity, and they can usually be put out within a few hundred meters of the forest edge (G. de León Girón, personal communication). This sort of behavior is reminiscent of the behavior of wildfires in Alta California that encounter forest thinning treatments that have markedly reduced surface and ladder fuels, and a transition from crown fire to surface fire generally occurs within 100 m

of the treatment boundary (Safford *et al.* 2012). In contrast, most areas of YPMC forest in Alta California outside of the national parks have not experienced a single fuel reducing event in the form of a low to moderate severity fire or a fuels treatment for a century or more (North *et al.* 2012, Safford and Van de Water 2014, Steel *et al.* 2015). As a result, the entrance of fast moving chaparral-fueled fires into conifer stands in Alta California usually engenders large area of forest mortality. Examples of this dynamic just north of the border

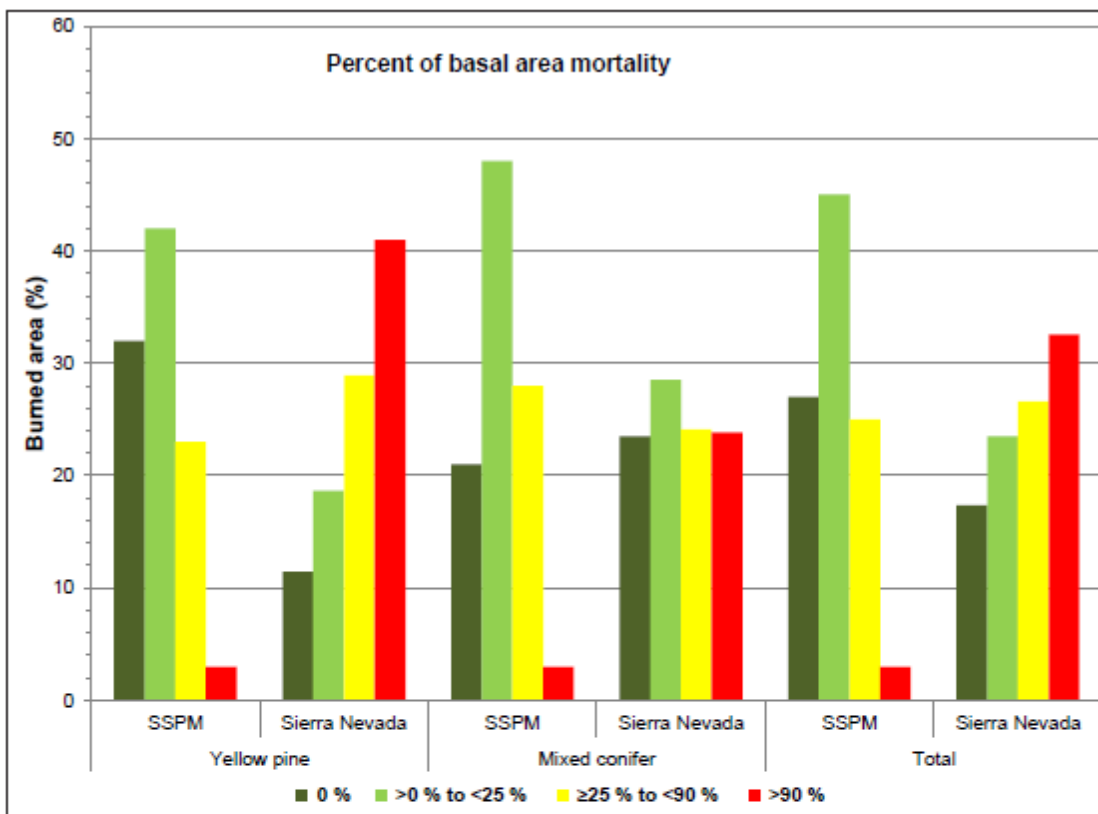


Figure 6. Comparison between mean fire severity distributions in the Sierra de San Pedro Mártir National Park, Mexico, and the Sierra Nevada of Alta California for 1984 to 2010. Sierra Nevada data from J.D. Miller, USDA Forest Service, McClellan, California, unpublished data. Darker green represent unchanged (0 % change), light green represents low severity fire (>0 % to <25 % change), yellow represents moderate severity fire (≥25 % to <90 % change), and red represents high severity fire (≥90 % change)

include the 2003 Cedar Fire in the Cuyamaca Mountains and Laguna Mountains near San Diego, and the 2013 Mountain Fire in the San Jacinto Mountains, at the northern end of the Peninsular Range.

Contemporary fires in the SSPMNP burn at much lower severity than similar YPMC forests in Alta California that have experienced 70 yr to 100 yr of fire suppression and selective logging of the fire tolerant species. Indeed, the contemporary percentage of high severity fire in the SSPMNP is more than 10 times lower than in US Forest Service managed YPMC forests in the Sierra Nevada over the same 1984 to 2010 period (Figure 6; Miller

and Safford 2012; J.D. Miller, USDA Forest Service, McClellan Park, California, USA, unpublished data). The severity of fires in the SSPMNP is similar however to the historical (pre-Euro-American settlement) values reported for Alta California YPMC forests (Mallek *et al.* 2013, Safford and Stevens 2016). Mallek *et al.* (2013) summarized historical accounts, contemporary reference data, and models and concluded that, before Euro-American settlement, fires in yellow pine and mixed conifer forests burned on average about 5 % of their area at high (stand-replacing) severity. Leiberg (1902) found that about 8 % of the fire areas he inspected around the end of the nine-

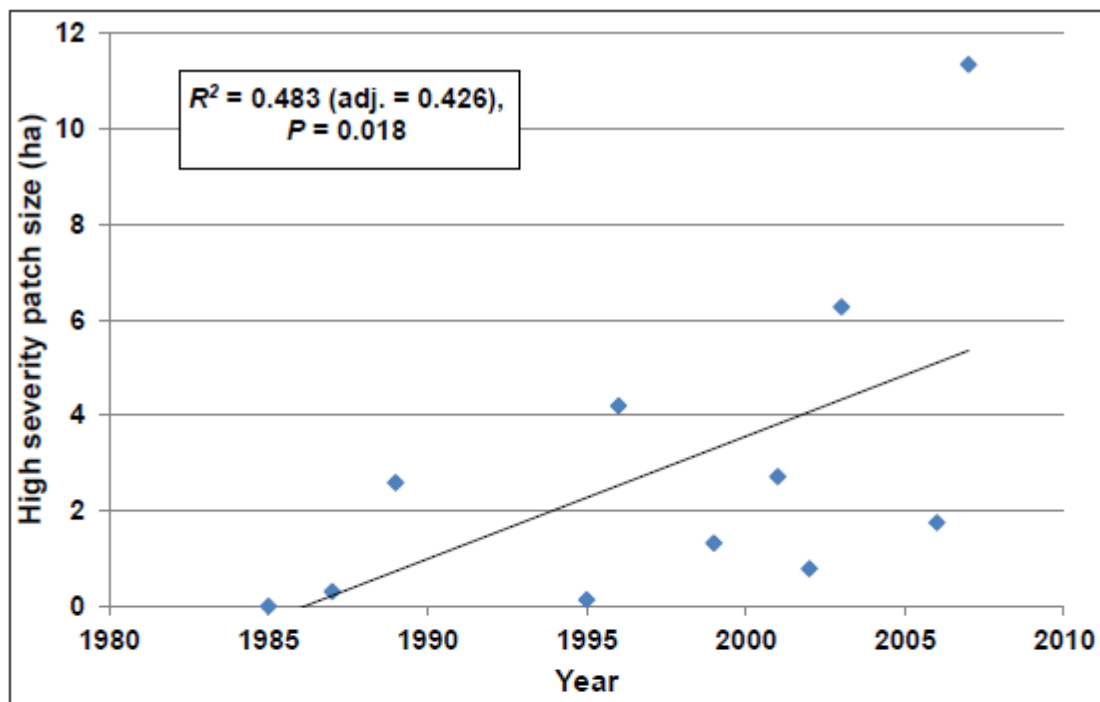


Figure 7. Annual means and trend in high severity patch size for Jeffrey pine and mixed conifer forest fires from 1984 to 2010, Sierra de San Pedro Mártir National Park, Mexico.

teenth century in the northern Sierra Nevada had burned at stand-replacing severity, and Show and Kotok (1925) estimated that about 5% of the typical area burned in the “California pine region” at the beginning of the twentieth century did so at high severity.

Except in a few national parks, Alta California forests have been under fire suppression management for about a century. Steel *et al.* (2015) estimated that almost 75% of yellow pine and mixed conifer forests under Forest Service management in Alta California had gone over a century without experiencing a fire after centuries to millennia with very frequent fire (5 to 10 fires in the average century according to Van de Water and Safford 2011). Barbour *et al.* (1993) estimated that half of the YPMC forest in Alta California had been logged at least once. Where clearcutting was not practiced, logging practices focused heavily on the largest yellow and sugar pines (and at

lower elevations, Douglas-fir [*Pseudotsuga menziesii*]), greatly reducing the most fire tolerant individuals in the mixed conifer forest. Together, logging and fire exclusion have led to infilling by younger cohorts of shade tolerant but fire intolerant species like white fir and incense cedar, and great increases in surface and ladder fuels (Safford and Stevens 2016). Such changes in ecosystem processes, forest structure, and composition have transformed YPMC forests in Alta California from a system characterized by very frequent, mostly low severity fire, to one characterized by very infrequent fire with a notable high severity component. Together, Miller *et al.* (2009b), Miller and Safford (2012), Mallek *et al.* (2013), Steel *et al.* (2015), and Safford and Stevens (2016) demonstrate significant increasing trends in the proportion of fire area burning at high severity in YPMC forests managed by the Forest Service in the Sierra Neva-

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 68

da, as well as in the area of high severity fire itself. They also show that the average proportion of high severity fire occurring in modern (since 1984) YPMC forests in the Sierra Nevada is at least 5 to 6 times greater than under pre-Euro-American settlement conditions.

Unlike in the Sierra Nevada of Alta California, there is no temporal trend in either burned area or high severity fire in the SSPMNP, and fires continue to burn mostly at low severity (<25% change). Differences in the average distribution of fire severities in forest burning in the SSPMNP since 1984 are in stark contrast to the distribution of fire severities in the Sierra Nevada of Alta California (Figure 6). We take the absence of a temporal trend, and the very low values of fire severity in modern forests, to indicate that the YPMC forests in the SSPMNP continue to function largely as they did before Euro-American settlement in California (but see below). These forests have been used as reference forests for years, and many publications summarize forest structure data from the SSPMNP in order that they may be used to guide management prescriptions in places like the Sierra Nevada and southern California (Minnich *et al.* 2000, Stephens and Fulé 2005, Stephens and Gill 2005, Stephens *et al.* 2008, Dunbar-Irwin and Safford 2016).

In the SSPMNP data, there was no correlation between the year of greatest burned area and percentage or area of high severity fire. This is different than the Sierra Nevada, where there is a distinct positive correlation between fire size and percentage high severity (Miller *et al.* 2009b). We interpret this to mean that differences in fuels in the SSPMNP are more important than weather conditions to fire behavior. This is another indication that forests in the SSPMNP are much closer to historic reference conditions than YPMC forests in Alta California, because undegraded YPMC forest is perhaps the classic example of the fuel-limited forest fire regime (Mallek *et al.* 2013, Steel *et al.* 2015). The YPMC forests in Alta

California have transitioned to systems in which the fire regime is much more driven by weather and climate as they have densified and filled with fuel and fire intolerant species (Safford and Stevens 2016).

Our finding that high severity patch size is increasing in the SSPMNP is disquieting, and it is in line with another recent comparative study between the SSPMNP and Alta California sites, which found that fuel loadings in the SSPMNP are nearing or even surpassing levels measured in forests on the east side of the Sierra Nevada (Dunbar-Irwin and Safford 2016). Together, these results suggest that 30 yr of fire suppression in the SSPMNP have begun to change the forest ecosystem and its fire regime. These changes have not yet manifested themselves in an increase in overall fire severity, but based on the experience of Alta California, it may not be long before they do. In June 2015, a wildfire in the Sierra Juárez (100 km north of the SSPMNP) burned 25 000 ha of chaparral and forest, including parts of the Constitution of 1857 National Park, and exhibited extreme fire behavior. It was one of the largest fires in memory in northern Baja California. North of the border, the Lake Fire in the San Bernardino National Forest (about 350 km north of the SSPMNP) burned 13 000 ha of YPMC and upper montane forest in June and July of 2015. The Mountain Fire burned 11 000 ha of YPMC forest and chaparral in the San Jacinto National Forest (300 km north of the SSPMNP) in July 2013. Forests in the SSPMNP have not experienced a fire of >300 ha since 2003, but fuels continue to accumulate in the park, and conditions for a severe forest fire improve with each passing year and with each lightning-ignited fire that is extinguished (82% of fires in the SSPMNP are lightning ignited, and all of these are suppressed; J.C. Domínguez, personal communication). As noted by Dunbar-Irwin and Safford (2016), some recent fires in Alta California have burned areas larger than the entire forested area of the Sierra de San Pedro Mártir

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir
Page 69

National Park in only one or two days. Continued disregard for the long-term implications of strict fire exclusion and mounting forest fuels in the SSPMNP will likely result in large areas of forest loss in the future, especially as climates continue to warm and droughts become more profound.

Although we did not find autoregressive annual effects in our regression models, the most extensive burning in the SSPMNP occurred in fire seasons preceded by drier than average periods. In 1989, 1999, and 2006, the previous 12 months brought between 62 % and 69 % of the long-term average in precipitation. An average precipitation year occurred before 2003 (96 % of the long-term average), but the three previous years had experienced a record drought, such that the mean annual precipitation for the previous four years had been only 59 % of normal. Similarly, Skinner *et al.* (2008), in a tree ring analysis of the period 1700 through 1990 in the SSPMNP, concluded that periods of widespread fire were drier than normal, and wetter periods tended to experience few fires, although wet periods also positively influenced future fire activity at a 5-year lag, probably due to effects on litter quantity. Skinner *et al.* (2008) also found that the Pacific Decadal Oscillation and El Niño-Southern

Oscillation interacted to influence shifts from high to low fire activity.

In conclusion, fires in the Sierra de San Pedro Mártir National Park continue to burn primarily at low severity, even after 30 yr of effective suppression of lightning-ignited fires. This is in stark contrast to similar forests in Alta California, which are experiencing fires of sizes and severities that fall far outside the historical range of variation. Forest structures and fire behavior in the SSPMNP are much nearer to the natural state of YPMC forest before Euro-American settlement than forests in Alta California, and hence the SSPMNP provides valuable reference information for managers in Alta California interested in restoring YPMC forests so as to be more resilient to fire and climate variability (Dunbar-Irwin and Safford 2016). Nonetheless, current fire suppression policies in Mexican national parks in Baja California are causing increases in forest fuels and are likely a major cause of recent increases in high severity patch size. Current wildfire trends in YPMC forests in Alta California should serve as a warning to Mexican managers that following the US down the fire exclusion path is likely to result in ecological disaster in these unique and important ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

Project funding and other forms of financial and logistical support were provided by the Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir, the Forest Service International Programs, the Forest Service Pacific Southwest Region Remote Sensing Lab, the Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, and the Mexican Comisión Nacional de Ciencias y Tecnología (CONACYT). Field data for the vegetation map classification and calibration were collected by J. Mallorey, J. McLain, and I. Davila-Flores. Z. Steel at the University of California, Davis, carried out the aerial photo interpretation. Personal thanks to J. Fermán-Almada (Universidad Autónoma de Baja California), G. de León-Girón (National Commission of Natural Protected Areas), C. Ramirez (USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station), and A. Zamecnik (USFS International Programs).

LITERATURE CITED

- Agee, J.K. 1993. *Fire ecology of Pacific Northwest forests*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Avery, T.E., and G.L. Berlin. 1992. *Fundamentals of remote sensing and airphoto interpretation*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Barbour, M.G., B. Pavlik, F. Drysdale, and S. Lindstrom. 1993. *California's changing landscapes: diversity and conservation of California vegetation*. California Native Plant Society, Sacramento, California, USA.
- Chander, G., B.L. Markham, D.L. Helder. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *ELSEVIER Remote Sensing of Environment* 113: 893–903. doi: 10.1016/j.rse.2009.01.007
- Delgadillo, J. 2004. El bosque de coníferas de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, Distrito Federal, Mexico. [In Spanish.]
- Dunbar-Irwin, M., and H.D. Safford. 2016. Climatic and structural comparison of yellow pine and mixed-conifer forests in northern Baja California (Mexico) and the eastern Sierra Nevada (California, USA). *Forest Ecology and Management* 363: 252–266. doi: 10.1016/j.foreco.2015.12.039
- Fites-Kaufman J.A., P. Rundel, N. Stephenson, and D. Weixelman. 2007. Montane and subalpine vegetation of the Sierra Nevada and Cascade ranges. Pages 456–501 in: Barbour M.G., T. Keeler-Wolf, and A.A. Schoenherr, editors. *Terrestrial vegetation of California*. University of California Press, Berkeley, USA.
- Eidenshink, J., B. Schwind, K. Brewer, Z.L. Zhu, B. Quayle, and S. Howard. 2007. A project for monitoring trends in burn severity. *Fire Ecology* 3(1): 3–21. doi: 10.4996/fireecology.0301003
- Elvidge, C.D. 1990. Visible and near infrared reflectance characteristics of dry plant materials. *International Journal of Remote Sensing* 11: 1775–1795. doi: 10.1080/01431169008955129
- Key, C.H. 2006. Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecology* 2(2): 178–203. doi: 10.4996/fireecology.0202034
- Key, C.H., and N.C. Benson. 2006. Landscape assessment: remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. Pages LA25–LA41 in: D.C. Lutes, editor. *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*. USDA Forest Service General Technical Report RMRS-164, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado, USA.
- Leiberg, J.B. 1902. *Forest conditions in the northern Sierra Nevada, California*. US Geological Survey Professional Paper 8, US Government Printing Office, Washington, D.C., USA.
- Mallek, C., H. Safford, J. Viers, and J. Miller. 2013. Modern departures in fire severity and area vary by forest type, Sierra Nevada and southern Cascades, California, USA. *Ecosphere* 4(12): 153. doi: 10.1890/ES13-00217.1
- Miller, J.D., and S.R. Yool. 2002. Mapping forest post-fire canopy consumption in several over-story types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment* 82: 481–496. doi: 10.1016/S0034-4257(02)00071-8
- Miller, J.D., and A.E. Thode. 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment* 109: 66–80. doi: 10.1016/j.rse.2006.12.006

- Miller, J.D., E.E. Knapp, C.H. Key, C.N. Skinner, C.J. Isbell, R.M. Creasy, and J.W. Sherlock. 2009a. Calibration and validation of the relative differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) to three measures of fire severity in the Sierra Nevada and Klamath Mountains, California, USA. *Remote Sensing of Environment* 113: 645–656. doi: 10.1016/j.rse.2008.11.009
- Miller, J.D., and H.D. Safford. 2012. Trends in wildfire severity: 1984 to 2010 in the Sierra Nevada, Modoc Plateau, and southern Cascades, California, USA. *Fire Ecology* 8(3): 41–57. doi: 10.4996/fireecology.0803041
- Miller, J.D., H.D. Safford, M.A. Crimmins, and A.E. Thode. 2009b. Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems* 12: 16–32. doi: 10.1007/s10021-008-9201-9
- Miller, J.D., and B. Quayle. 2015. Calibration and validation of immediate post-fire satellite derived data to three severity metrics. *Fire Ecology* 11(2): 12–30.
- Minnich, R.A., M.G. Barbour, J.H. Burk, and J. Sosa-Ramirez. 2000. California mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Journal of Biogeography* 27: 105–129. doi: 10.1046/j.1365-2699.2000.00368.x
- Minnich, R.A., F. Franco-Vizcaino, J. Sosa-Ramirez, and C. Yue-Hong. 1993. Lightning detection rates and wildland fire in the mountains of northern Baja California, Mexico. *Atmosfera* 6: 235–253.
- Murphy, K.L., J.M. Klopatek, and C.C. Klopatek. 1998. The effects of litter quality and climate on decomposition along an elevational gradient. *Ecological Applications* 8: 1061–1071. doi: 10.1890/1051-0761(1998)008[1061:TEOLQA]2.0.CO;2
- North, M., B.M. Collins, and S. Stephens. 2012. Using fire to increase the scale, benefits, and future maintenance of fuels treatments. *Journal of Forestry* 110: 392–401. doi: 10.5849/jof.12-021
- Safford, H.D., and J.T. Stevens. 2016. Natural Range of Variation (NRV) for yellow pine and mixed conifer forests in the Sierra Nevada, southern Cascades, and Modoc and Inyo national forests, California, USA. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-in press, Pacific Southwest Research Station, Albany, California, USA.
- Safford, H.D., J.T. Stevens, K. Merriam, M.D. Meyer, and A.M. Latimer. 2012. Fuel treatment effectiveness in California yellow pine and mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management* 274: 17–28. doi: 10.1016/j.foreco.2012.02.013
- Safford, H.D., and K.M. Van de Water. 2014. Using Fire Return Interval Departure (FRID) analysis to map spatial and temporal changes in fire frequency on national forest lands in California. USDA Forest Service Research Paper PSW-RP-266, Pacific Southwest Research Station, Albany, California, USA.
- Shlisky, A., J. Waugh, P. Gonzalez, M. Gonzalez, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. Ainuddin Nuruddin, D.A. Rodríguez-Trejo, R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, and D. Zollner. 2007. Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. The Nature Conservancy Global Fire Initiative Technical Report 2007-2, The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA.
- Show, S.B., and E.I. Kotok. 1925. Fire and the forest (California pine region). US Department of Agriculture Circular 358, Washington, D.C., USA.
- Shumway, R.H. 1988. Applied statistical times series analysis. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Singh, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10: 989–1003. doi: 10.1080/01431168908903939

Fire Ecology Volume 12, Issue 1, 2016
doi: 10.4996/fireecology.1201052

Rivera-Huerta et al.: *Fire Severity in Sierra San Pedro Mártir*
Page 72

- Skinner C.N., J.H. Burk, M.G. Barbour, F. Franco-Vizcaino, and S.L. Stephens. 2008. Influences of climate on fire regimes in montane forest of north-western Mexico. *Journal of Biogeography* 35: 1436–1451. doi: 10.1111/j.1365-2699.2008.01893.x
- Steel, Z.L., H.D. Safford, and J.H. Viers. 2015. The fire frequency-severity relationship and the legacy of fire suppression in California forests. *Ecosphere* 6(1): Article 8.
- Stephens, S.L., D.L. Fry, and E. Franco-Vizcaino. 2008. Wildfire and spatial patterns in forests in northwestern Mexico: the United States wishes it had similar fire problems. *Ecology and Society* 13(2):10.
- Stephens, S.L., and P.Z. Fulé. 2005. Western pine forests with continuing frequent fire regimes: possible reference sites for management. *Journal of Forestry* 103: 357–362.
- Stephens, S.L., and S.J. Gill. 2005. Forest structure and mortality in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest in north-western Mexico. *Forest Ecology and Management* 205: 15–28. doi: 10.1016/j.foreco.2004.10.003
- Stephens, S.L., J.M. Lydersen, B.M. Collins., D.L. Fry, and M.D. Meyer. 2015. Historical and current landscape-scale ponderosa pine and mixed conifer forest structure in the southern Sierra Nevada. *Ecosphere* 6(5): 79. doi: 10.1890/ES14-00379.1
- Stephens, S.L., and L.W. Ruth. 2005. Federal forest-fire policy in the United States. *Ecological Applications* 15: 532–542. doi: 10.1890/04-0545
- Stephens, S.L., C.N. Skinner, and S. Gill. 2003. Dendrochronology-based fire history of Jeffrey pine-mixed conifer forest in the Sierra San Pedro Mártir, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1090–1101. doi: 10.1139/x03-031
- Sugihara, N.G., J.W. van Wagtendonk, K.E. Shaffer, J. Fites-Kaufman, and A.E. Thode, editors. 2006. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley, USA. doi: 10.1525/california/9780520246058.001.0001
- Trejo, D.A.R. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *AMBIO* 37(7): 548–556. doi: 10.1579/0044-7447-37.7.548
- van Wagtendonk, J.W., and J. Fites-Kaufman. 2006. Sierra Nevada Bioregion. Pages 264–294 in: N.G. Sugihara, J.W. van Wagtendonk, K.E. Shaffer, J. Fites-Kaufman, and A.E. Thode, editors. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley, USA. doi: 10.1525/california/9780520246058.003.0012
- Van de Water, K., and H. Safford. 2011. A summary of fire frequency estimates for California vegetation before Euro-American settlement. *Fire Ecology* 7(3): 26–58. doi: 10.4996/fireecology.0703026

Capítulo II:

Cargas de combustible y estructura en el bosque de pino Jeffrey de los Parques Nacionales de Sierra San Pedro Mártir, en el contexto de los bosques sureños de la Provincia Florística Californiana; Constitución (1857 en Baja California, México y Parque Nacional de Cleveland, California, EUA).

2.1 INTRODUCCIÓN

La presencia del fuego a lo largo de milenios ha estimulado el desarrollo de adaptaciones en varios tipos de vegetación y actualmente se reconoce como un proceso ecológico clave en la selección y adaptación de especies (Safford y Van de Water, 2014; Skinner y Chang, 1996). Los ecosistemas de la región Californiana del clima Mediterráneo han sido afectados profundamente por las actividades asociadas desde el establecimiento de los Euro-Americanos a mediados del siglo XIX. Las actividades de aprovechamiento maderero, el cambio de uso de suelo y la supresión de fuego, alteraron de manera importante los ecosistemas. En Alta California, Estados Unidos, esta última actividad inicia en las dos primeras décadas del siglo XX, el objetivo era disminuir el disturbio ocasionado por los incendios forestales y proteger los bosques. Hoy en día se reconoce el papel del fuego como un evento que regula varias funciones y características del ecosistema (Agee, 1993; Minnich, 2000; Sugihara et al., 2006), como la sucesión, estructura, tasas de crecimiento, incorporación de nutrientes, creación de hábitat para plantas y animales, y acumulación de combustible (Agee, 1996; Stephens et al., 2008; Skinner et al., 2008; Minnich et al., 1993).

Los estados de Baja California (BC) en México y California (CA) en Estados Unidos de América (E.U.A.) comparten ecosistemas y especies similares por ubicarse en la Provincia Florística Californiana (PFC). Cada uno de ellos ha realizado un manejo, uso y explotación de sus recursos con diferente intensidad y tiempo. Este manejo ha producido diferencias en los bosques semiáridos de la región dominados por pino amarillo (ponderosa pine [*Pinus ponderosa* Lawson & C. Lawson] y/o Jeffrey pine [*P. jeffreyi* Balf.]), descritos como bosques abiertos e individuos

maduros (Leiberg, 1906, Fule et al., 2003), con incendios frecuentes de 10 a 20 años y efectos de baja a media severidad (Agee, 1993; Fule et al., 1997; Stephens et al., 2003; Van de Water y Safford, 2011). Esta información de referencia ayuda a los manejadores y tomadores de decisión en interpretar mejor el papel del fuego en los ecosistemas y contrastar los resultados de la ausencia de un proceso ecológico determinante a lo largo de un siglo. De las lecciones aprendidas respecto a la política de conservación forestal aplicadas anteriormente y analizando las tres componentes del triángulo del fuego (calor, oxígeno y combustible) los combustibles son un elemento esencial para el manejo y control de incendios forestales, al reducir o retirar como medida de prevención (Flores, 1996; Fuller, 1991). La supresión de fuego incrementa las cargas de combustibles vivos y muertos en el piso y en estrato vertical debido al cambio de régimen de fuego, el cual se traduce en sitios de mayor riesgo en el Área Natural Protegida (ANP). Asimismo, la estructura del bosque, la morfología del sitios y las condiciones atmosféricas presentes son importantes en el comportamiento del fuego (Rodríguez, 1996).

En Alta California quedan pocos sitios que sirvan de referencia para el manejo del bosque, mientras que en Baja California se han realizado trabajos en el bosque mixto de coníferas del Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir (PNSSPM) para comparar y ver similitudes en bosques degradados en la Sierra Nevada, Estados Unidos. La mayoría de estos trabajos se han realizado en la zona norte en la planicie más elevada de PNSSPM (2400 a 2600 msnm), donde se localiza la mayoría del bosque mixto y se ha descrito la estructura, cargas de combustible, historia de fuego, regeneración, severidad de fuego y plagas (Minnich et al., 1983; Stephens, 2004; Stephens y Ruth 2005; Stephens et al., 2008; Skinner et al., 2008; Dunbar-Irwing y Safford, 2016; Rivera-Huerta et al., 2016).

En la parte central del ANP se presenta otra planicie en un segundo nivel altitudinal (2100 a 2200 m), caracterizado por vegetación de chaparral en laderas y bosques de pino Jeffrey alrededor de praderas y lagunas efímeras, donde el acceso es únicamente a pie o en mula, lo

que hace que sea un sitio poco visitado por el turismo y con menos presión por pastoreo del ganado que ingresa de forma irregular. Asumiendo que el PNSSPM es un centro importante de biodiversidad localizado en el límite sur de la PFC y que mantiene especies de flora que continúan sujetas al régimen natural de fuego (Thorne et al., 2010), es importante registrar las condiciones de un bosque abierto dominado por pino Jeffrey en la parte central, con escasa vegetación de sotobosque y una estructura heterogénea para comparar con otros parques que presentan características bióticas y abióticas similares que puedan manifestar variaciones al cambio climático en el corto plazo, lo cual debe considerarse en los programas de manejo de fuego para la implementación de acciones que promuevan la permanencia del ecosistema.

En los Parques Nacionales Constitución de 1857 (PNC), en Sierra de Juárez (SJ) y el PNSSPM reside la mayor parte de bosques de clima semiárido; y es la continuación de sistema montañoso que llega a la Sierra de San Jacinto en el sur de Alta California, E.U.A. Los tres sitios presentan características similares; se encuentran en las partes más altas con planicies y mesetas que forman parte del sistema montañoso del sur de California; presentan pendientes abruptas al E divididas por cañones y despeñaderos que descienden rápidamente a planicies inferiores (600 m) hacia el desierto en Salton Sea para CNF, La Salada en PNC y San Felipe en PNSSPM (Figura 1). Estos sitios son los bosques más al sur de la PFC y se caracterizan por ser bosques abiertos dominados principalmente por pino Jeffrey y escasos arbustos abajo del dosel (Figura 2). Asimismo, presentan cuerpos de agua que perduran todo el año si las lluvias y nevadas de invierno son abundantes. La temporada de incendios en el sur de California con mayor incidencia de incendios se presenta de junio a octubre para el periodo de 1910 a 1997 (Keeley et al., 1999) y en Baja California la tendencia es igual debido a las condiciones ambientales. Los meses de julio y agosto presentan actividad de rayos por el moznón norteamericano con la mayor incidencia en las partes altas de las sierras (Minnich, et al., 1993; Skinner et al., 2008); la actividad de pastoreo de ganado se ha realizado en todos ellos, ya desde

hace siglos con la llegada de los Euro Americanos, cada una presenta diferentes manejos; en CNF está regulado y en los PNC y PNSSPM se lleva a cabo principalmente en los pastizales que se encuentran alrededor de las lagunas. Desde la fundación de la misión de San Pedro Mártir la principal actividad fue la ganadería, la cual continuo en la región, posterior a ello de 1924 a 1965 se subían 6000 cabezas de ganado lanar y actualmente se sube ganado bovino (Stephens *et al*, 2003). Los grupos indígenas presentes en las zonas fueron los Kumiai y Pai Pai en CNF y en el PNC estos grupos nómadas eran cazadores y recolectores de plantas y semillas como el piñón (Programa de manejo de PNC, Delgadillo, 2004). En el PNSSPM los Kiliwas y Pai Pai subían a las planicies para cazar y coleccionar semillas en verano, estos sitios no fueron habitados de manera permanente (Meigs 1935 cit en Stephens 2003).

El manejo del fuego el CNF inicia con la política de supresión de fuego a principios de siglo pasado, pero recientemente se llevan a cabo quemas controladas desde el 2005 a la fecha (Nicole Molinari, USFS comunicación personal). En Baja California la supresión de fuego inicia a finales de 1970, actualmente la supresión efectiva de igniciones causadas por relámpagos está generando acumulación de combustibles. El intervalo histórico de retorno del fuego en PNC no está documentado; para el CNF es de +/-11 años (<http://www.fs.fed.us/r5/rsi/clearinghouse/r5gis/frid/>) y el PNSSPM es de +/-15 años (Stephens *et al*, 2003). La severidad de fuego en California se ha monitoreado a través de programa de monitoreo y tendencia de severidad de fuego a partir de 1984 a 2010, para ese periodo los incendios se han caracterizado por un aumento en la mortalidad en la vegetación de bosque, en 2003 el incendio de Cedar afecto grandes áreas y registro valores de alta severidad dentro de CNF (Keeley *et al*, 2008). El mismo protocolo se usó en el PNSSPM y PNC para determinar la severidad en los parques, el primer sitio reporta una severidad alta de 3 a 5% en pino Jeffrey y bosque mixto (Rivera-Huerta *et al*, 2016) y en el segundo parque no se tiene registro por la

ausencia de fuego en la área de bosque, pero si una gran actividad de incendios aledaños al límite del parque (Programa de manejo PNC, Rivera-Huerta *en preparación*).

En el PNSSPM no se han efectuado aprovechamientos maderables comerciales, se otorgó una concesión en 1946, misma que se derogó al año siguiente de hacer la declaratoria de Parque Nacional (DGINF 1967), en contraste los otros dos sitios han presentado aprovechamientos a partir de concesiones y tala clandestina, que repercute en la estructura del bosque (Programa de manejo PNC)

En el PNC y el PNSSPM la temporada alta de visitantes se comporta de manera parecida, en invierno es de 20 a 30% del total anual y el 50 a 60 % durante semana santa y las vacaciones de verano, el complemento se distribuye en los otros meses (Programa de manejo PNC y Ruth Aguilar comunicación personal). No obstante el número de visitantes anuales es mayor (14,000 a 18,000) en el PNC, respecto al PNSSPM con un promedio anuales es de 8 990 visitantes (Ruth Aguilar comunicación personal), en este parque se tiene más control por tener un camino principal y una sola entrada; en contraste el manejo del PNC se dificulta por tener un camino vecinal que atraviesa el parque de norte a suroeste lo que se traduce en un camino que nunca permanece cerrado y derecho de paso a todo tipo de vehículos en todo momento.

En este trabajo el objetivo general es documentar y analizar el material leñoso caído en la parte central del PNSSPM. Los objetivos particulares son (1) comparar el MLC en dos bosques que presentan diferentes manejo e historia de fuego; (2) analizar la estructura del bosque en los tres sitios y determinar si hay diferencias en un sitio poco perturbado contra bosques perturbados.

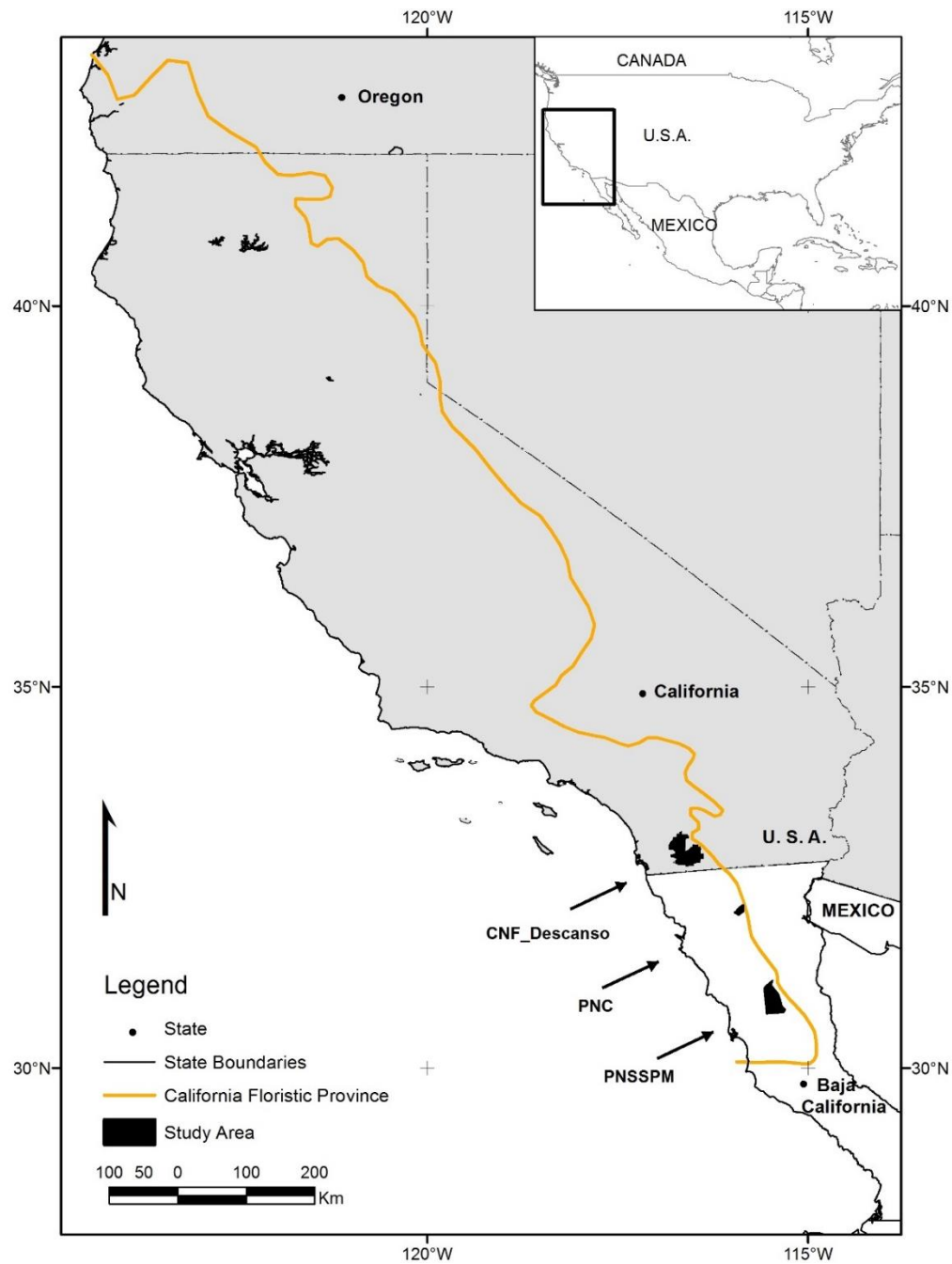


Figura 1. Localización de los parques nacionales Constitución de 1857 y Sierra San Pedro Mártir y bosque nacional de Cleveland, California



Figura 2. Vista panorámica de los (A) Parques Nacionales Sierra San Pedro Mártir y (B) Constitución de 1857 y (C) bosque nacional de Cleveland, California

2.2 ÁREA DE ESTUDIO

2.2.1 Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir.

El Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir (PNSSPM) se encuentra en la parte más alta de la Sierra de San Pedro Mártir, aproximadamente a 130 km SE de la ciudad de Ensenada. Esta sierra también pertenece a la Sierra Peninsular y tiene un área de 72 911 ha.

La SSPM es considerada una isla de montaña y su punto más alto es el Picacho del Diablo (3095 m). El sitio de estudio se encuentra en la parte central del parque que corresponde a un segundo nivel altitudinal con una amplia cuenca conformada por dos extensas praderas (La Grulla y La Encantada) en un intervalo altitudinal de 2100 a 2200 m; son valles extensos (6 y 5 km de largo) que todo el año presentan agua de los escurrimientos de la cuenca alta. La temperatura media anual es de 5 y 12° C este clima predomina entre los 1500 y 1800 m (Programa de manejo de PNSSPM) y el mes más frío de -1 ° C. La precipitación media anual de periodo es de 518 mm (Dunbar-Irwin y Safford 2016). En esta zona el bosque es dominado por pino Jeffrey con una cobertura en un rango de 10 a 35 % adyacente a los cuerpos de agua y praderas. En la historia reciente de incendios el último registro fue 2007 en La Encantada cubriendo un área de 250 ha, de las cuales 49 ha corresponden a pino Jeffrey (Rivera-Huerta et al., 2016), en este mismo sitio Minnich, 2000 reporta un incendio durante el periodo de 1925 a 1935.

2.2.2 Parque Nacional Constitución 1857

El Parque Nacional Constitución de 1857 (PNC) se localiza al E de la ciudad de Ensenada aproximadamente a unos 65 km al Noreste en el centro del sistema montañosos de Sierra de Juárez (SJ), que representa la prolongación de la Sierra Peninsular dentro de México. El parque tiene una superficie de 50.09 km², se encuentra a una elevación de 1600 m y su punto más alto

es el cerro Hansen a 1820 m. Se caracteriza por inviernos fríos y lluviosos, con veranos secos y precipitación de origen tropical (Monzón norteamericano) principalmente presentes en julio y agosto (Delgadillo-Rodríguez, 1998, Skinner et al., 2008). La temperatura media anual es de 5 ° - 12° C y el mes más frío de -3 ° y 18 ° C (Dunbar-Irwin y Safford 2016). La precipitación media anual de periodo de 1962 a 1986 es de 384 mm, el mes más lluvioso es marzo con 65.7mm y el mes de junio como el menor con 0.5mm (Programa de manejo de PNC, <http://peac-bc.cicese.mx/datosclim/dcbc.php#>). Dentro del parque existen un par de cuerpos de agua (Lagunas Hansen y Juárez) que equivalen al 10% del área; estas lagunas a partir del 2010 tiene la categoría de sitio RAMSAR (PMPNC, 2006). Alrededor de los cuerpos de agua está un bosque dominado de pino Jeffrey en un intervalo de altitud de 1600 a 1650 m., los suelos predominantes en SJ son litosoles de poca profundidad (10 cm) (López-Cedano, 2009).

La severidad de fuego y los registros de incendio en el perímetro del parque del periodo de 1984 a 2010, muestran dos incendios que afectan un área de 226 ha equivalentes al 4.7 % del PNC (Rivera-Huerta en preparación). Ambos incendios iniciaron fuera del parque cubriendo una extensión 35 896 ha. El área de estudio se compone del PNC y áreas aledañas al polígono donde se tiene registro de incendios para el periodo de 1984 a 2015. La actividad de aprovechamiento forestal en SJ inicia con el descubrimiento de oro y la actividad minera en Real de Castillo en 1870. Los primeros aprovechamientos forestales organizados se autorizan en 1934 por la Compañía Maderera de Baja California, S.A. a pesar de decretarse a SJ como una reserva forestal con veda definitiva (DGINF, 1968). En las últimas décadas la extracción de madera se ha fomentado a partir del aprovechamiento de arbolado muerto en pie, quemado y plagado (López-Cedano, 2009).

2.2.3 Cleveland National Forest (CNF)

El Bosque Nacional de Cleveland (CNF), E.U.A., se localiza en la bioregion de la Sierra Peninsular de Alta California cercano a la frontera con México. El área de estudio se delimita con la Laguna Mountain en el distrito El Descanso aproximadamente a 100 km al E de San Diego, esta meseta se encuentra a una altitud de 1650 a 1900 m (Figura 2C). El área que rodea el cuerpo de agua ("Big Laguna Lake") presenta lomeríos con pendientes suaves donde es dominante el pino Jeffrey y en otras áreas se mezcla con pino Coulteri (*P. coulteri* D. Don), *Calocedrus decurrens*, y principalmente el roble negro Black oak (*Quercus kelloggii* Newb). La precipitación media anual es 390 mm registrada en la estación meteorológica en laguna Mountain y con una temperatura media anual de 12.5 ° C, la segunda estación más cercana al sitio es la de Cuyamaca con precipitación media anual de 836 mm a una elevación de 1423 m (Dunbar-Irwin y Safford 2016), sin embargo en verano se presentan algunas precipitaciones cercanas a la costa ocasionadas por el monzón mexicano del Golfo de California (Douglas et al., 1993; Franklin et al., 2000; Skinner et al., 2008; Stephens, 1998). En esta zona el máximo de relámpagos se presenta en agosto (Minnich et al., 1993). A partir de un diagnostico sanitario en 1977, se implementó un programa de podas para reducir las infestaciones de muérdago enano Dwarf mistleto (*Arceuthobium campylopodum* Engelm.) y ver la respuesta de vigor (Scharpf et al., 1987). En 2014 el Roble negro fue atacado por un escarabajo barrenador "goldspotted oak borer" (<http://www.fs.usda.gov/detailfull/cleveland>), que es en el proceso de matar la gran mayoría de robles maduros en el bosque. Laguna Mountain es una de las áreas más quemadas por fuegos prescritos en el sur de Alta California. En el bosque de pino Jeffrey se lleva una gestión activa de los combustibles registrados en mapas a partir del 2005 a la fecha (Nicole Molinari, Servicio Forestal de Estados Unidos, CNF, comunicación personal). En 2003 el incendio Cedar quemo 113 000 ha, la mayoría del área pertenecía a bosques nacionales (USFS), tierras tribales, parque nacional y propiedad privada (Keeley et al., 2008), este incendio presento alta severidad

en la parte norte de la Lago Laguna Grande (Big Laguna Lake). Los múltiples incendios ocurridos en octubre alcanzaron a quemar 300 000 ha en una semana, estos eventos surgen después de una severa sequía multi-anual de 1999 al 2003 (Stephens et al., 2008).

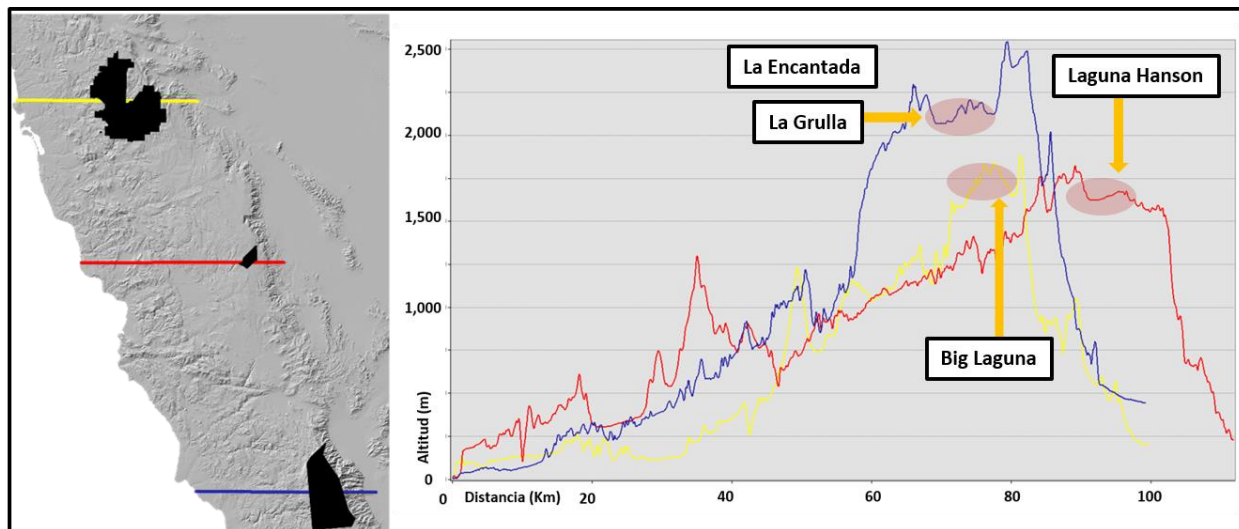


Figura 3. Perfiles topográfico transversales (oeste – este) y elevación presente de los Parques Nacionales Sierra San Pedro Mártir, Constitución de 1857 y Bosque Nacional de Cleveland (Cleveland National Forest).

2.3 METODOLOGIA

2.3.1 Datos de campo

Los datos se obtuvieron siguiendo el protocolo de la USDA del Servicio Forestal de la región del Pacífico Suroeste, región 5 de la guía de campo Common Stand Exam (http://www.fs.fed.us/nrm/documents/fsveg/cse_user_guides/R5FG.pdf). La parcela tiene un radio de 11.3 m (405 m² de área) equivalente a 1/10 de Acre; las coordenadas de centro de la parcela se registraban con un GPS. Este protocolo se utilizó para hacer comparaciones entre los 3 sitios debido a las características similitud en morfología y comunidad; el protocolo utilizado en México presenta variantes que no permitirían hacer comparaciones con sitios en California que presenta ecosistemas similares, los cuales no se presentan en ninguna otra parte de México

2.3.2 Densidad de árboles y diámetro

Los árboles individuales mayores a 7.6 cm dentro de las parcelas se marcaron con etiqueta, se registró su especie y el diámetro a la altura del pecho (dap) medido a 1.37 cm, así como el estado de cada árbol (vivo o muerto). Asimismo se registró su posición en un plano de referencia generado para cada parcela y un registro fotográfico tomado en el extremo de cada línea apuntando en dirección al centro de la parcela.

2.3.3 Cuantificación de combustibles

El método empleado en este estudio incluye el conteo de intersecciones de piezas leñosas en un plano (Brown, 1974) en el cual se clasifica el material presente sobre la intersección planar en categorías diamétricas que corresponden al tiempo de retardo (Fosberg, 1970). El tiempo de retardo se define como el tiempo que tarda en ganar o perder dos terceras partes de la humedad ante un cambio en el ambiente (Morfin-Ríos et al., 2002). Se colocaron cuatro transectos del límite de la parcela hacia el centro de cada cuarto de la brújula (N, E, S, O). Los combustibles de 1 y 10 h se midieron en los dos primeros metros iniciando de afuera hacia adentro de la misma.

Los combustibles de 100 h se midieron en los primeros 4 m y los de 1000 h en toda la línea (Anexo 1), además se determina su condición de firme a podrido. La estadística de los datos de combustibles se calcularon a partir de las ecuaciones desarrolladas para bosques de California (Brown, 1974, van Wagtendonk et al., 1996).

2.3.4. Mapa de vegetación

El mapa de vegetación del PNSSPM y PNC 1857 fue elaborado por el laboratorio de sensores remotos del Servicio Forestal de la Región Pacífico Suroeste en 2010-2011; mientras que el mapa de vegetación de CNF se obtuvo del sitio del USFS (<http://www.fs.usda.gov/detail/r5/landmanagement/gis/>). En la figura 4 se muestran los sitios de estudios y las zonas de muestreo para los tres parques.

El protocolo para delimitar sitios se realizó con los métodos y estándares de la agencia de USFS, El mapa de vegetación del PNSSPM se utilizó una imagen de Quickbird (85% del parque, 2.4 m de resolución multiespectral y 0.6 m de resolución pancromática) e imagen SPOT de 2010 (15 % del parque; 10 m de resolución), y la unidad cartográfica más pequeña fue de 0.4 ha. El PNC 1857 se utilizó una imagen QuickBird de 2010 (100% el parque 2.4 m de resolución multiespectral y 0.6 m de resolución pancromática). Se recopiló datos de campo en 2010 para hacer una clasificación y desarrollar modelos de distribución de especies.

Un resumen del protocolo utilizado (Baja California Mapa guía de usuario) se puede encontrar en <http://www.fs.fed.us/r5/rsi/projects/gis/data/baja/>, y los datos espaciales, así como los datos de mapas de vegetación de ambos parques, pueden ser obtenidos por el autor correspondiente.



Figura 4. Sitios de muestreo (color rojo) en el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, Constitución de 1857 y Bosque Nacional de Cleveland.

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Densidad de árboles y diámetro

Los datos que se presentan corresponden a 23 parcelas dentro del PNSSPM, 11 parcelas dentro y 24 parcelas cercanas al perímetro del PNC (Ejido Sierra de Juárez); y 42 parcelas en CNF analizadas en el verano de 2014 y 2015. Los árboles mayores a 7.6 cm para los tres sitios (PNC, PNSSPM y CNF) se presentan en la figura 4. El diámetro a la altura de pecho promedio en el PNC es de 32 cm (intervalo 7.6 a 112 cm), en CNF es de 35 cm (intervalo 7.6 a 74.9 cm) y en PNSSPM de 45 cm (intervalo 7.6 a 204.7 cm). Los árboles en PNSSPM son 29.45 y 22.56 % respectivamente mayores que los arboles de PNC y CNF (Figura 5). La mayoría de los individuos del PNC se localizan en la primera clase (intervalo 7.6 a 20 cm) y los individuos se distribuyen hasta la clase 6, para el CNF los individuos medidos se distribuyen en las primeras cuatro clases y el mayor número de individuos se ubican en la tercera clase (intervalo de 40 a 60 cm), donde es mayor al del PNSSPM. En CNF presentan diámetros inferiores a 80 cm y están distribuidos en las primeras cuatro categorías. El PNSSPM presenta once categorías de diámetros y el máximo en 204 cm (Figura 6). En el PNSSPM presenta una distribución que disminuye conforme se acercan los datos a diámetros mayores. Los árboles muertos en el SSPM y el PNC son de 1.6 y 1.4 árboles/ha, el CNF presenta la mayor cantidad con 6.9 árboles/ha. La densidad de árboles vivos en el PNSSPM fue de 139 árboles/ha de pino Jeffrey, 128 árboles/ha en CNF. El PNC presenta la densidad más baja de los tres sitios con 106 árboles/ha.

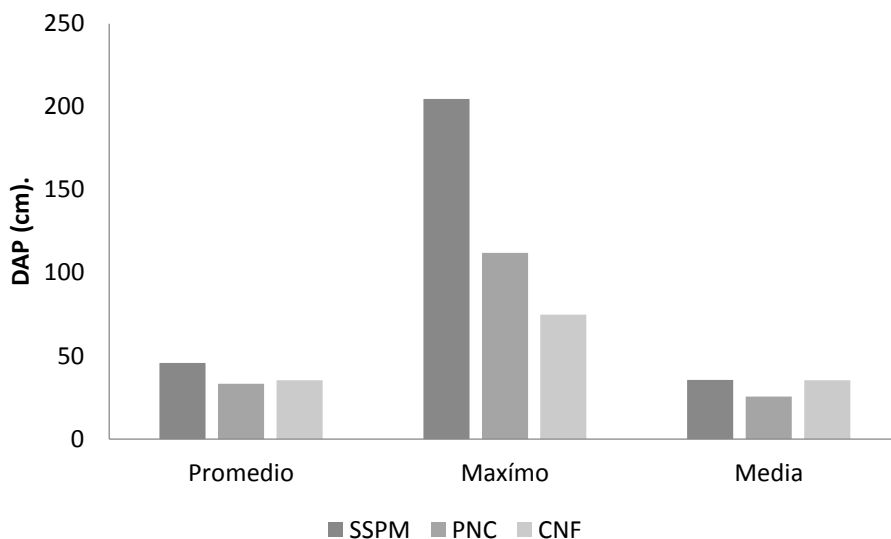


Figura 5. Valor de promedio, máximo y media de diámetros a la altura de pecho (DAP) en pino Jeffrey en el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, Constitución de 1857, y Bosque Nacional de Cleveland.

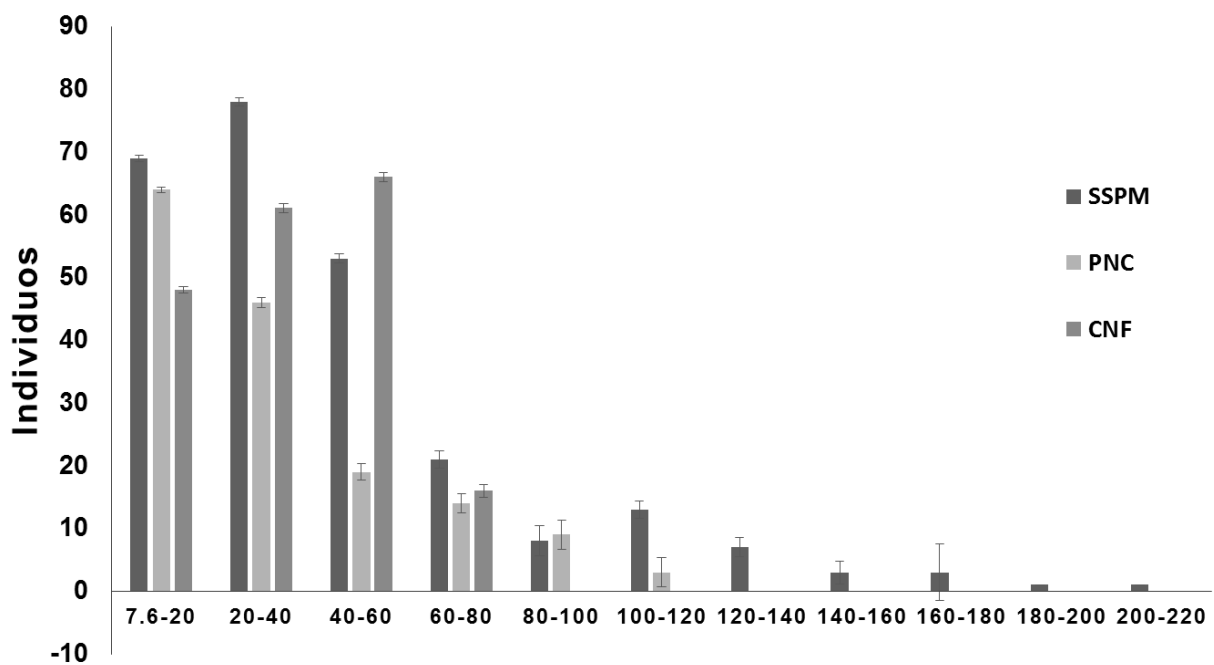


Figura 6. Diámetros a la altura de pecho (dap) en pino Jeffrey vivo en el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, Constitución de 1857 y Bosque Nacional de Cleveland.

2.4.2 Cargas de combustibles

El promedio de cargas de combustibles en 1, 10 y 100 h es similar en parcelas de CNF y PNC con valores promedios de 0.42 a 0.87 t/ha en 1hr, 3.07 a 3.18 t/ha en 10 h y 3.46 a 2.37 t/ha en 100 h. Los combustibles de 1000 h se comportan similares en el PNC y el PNSSPM, donde el promedio es de 10.36 y 9 t/ha y el valor máximo fue de 62.5 y 57 t/ha respectivamente. El CNF es el sitio con mayor cantidad de combustibles de 1000 h con un valor promedio de 18.32 y un máximo de 117.4 t/ha. Los combustibles en el PNSSPM presentan la menor acumulación de cargas en las clases de 1 y 10 h (rango 0.15 a 0.63 t/ha y 1.57 a 4.78 t/ha), en los combustibles de 100 h en promedio son similares a CNF y PNC. Los combustibles promedio de 1000 h de PNSSPM son similares a los de PNC (9 y 10.36 t/ha). El sitio que presenta la mayor carga de combustibles es el CNF (25.26-141.78 t/ha) (Tabla I).

Tabla II Comparación de cargas de combustibles en praderas dominadas por pino Jeffrey en los Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir, Constitución de 1857 y Bosque Nacional Cleveland.

	CNF			PNF			PNSSPM		
	Media	Mediana	Max.	Media	Mediana	Max.	Media	Mediana	Max.
1 hora (t/ha)	0.41	0.25	1.86	0.87	0.67	2.80	0.15	0.12	0.63
10 horas (t/ha)	3.07	2.44	7.27	3.18	2.56	9.92	1.57	1.13	4.78
100 horas (t/ha)	3.46	2.86	15.20	2.37	2.04	14.29	3.31	2.30	10
1-100 horas (t/ha)	6.94	5.55	24.33	6.42	5.27	27.01	5.03	3.55	15.4
1000 horas (t/ha)	18.32	6.83	117.45	10.36	0.00	62.51	9.00	2.37	56.99
1-1000 horas (t/ha)	25.26	12.38	141.78	16.78	5.27	89.52	14.03	5.92	72.39

2.4.3. Mapa de vegetación

La cobertura de vegetación en muestra en la Tabla II, corresponde al área de vegetación dominante presentes en los tres sitios. Dentro del PNSSPM el área de pino Jeffrey mayor al 10% de cobertura de árboles suman 2,386 ha que corresponden al 14 % de la vegetación de tipo bosque de pino dentro del parque. Los sitios de muestreo se localizan en la figura 5 que corresponde a una área de 6348 ha.

El mapa de PNC corresponde al límite del parque y área colindantes donde también se llevó a cabo los levantamientos de campo, el área de vegetación dominante (pino Jeffrey) suma 4,246 ha, y es muy cercana al área del polígono del PNC (5,000 ha). El Bosque Nacional de Cleveland es el más grande en extensión, por ellos se muestreo la localidad del Laguna Mountain para hacer comparaciones con sitios dominados por pino Jeffrey. El área de muestreo en esta área es la más pequeña de los tres sitios, pero es la que presenta mayor número de parcelas, por su cercanía y acceso.

Tabla II. Vegetación dominada por pino Jeffrey en el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, Constitución de 1857 y Bosque Nacional de Cleveland.

Cobertura	PNC y zonas colindantes (ha)	PNSSPM (ha)	CNF (ha)
Bosque	4,246	2,386	1,627

2.5 DISCUSIÓN

El manejo de los bosques presentes en las ANP estudiadas: PNC, PNSSPM y CNF, ha generado diferencias importantes que deben ser comparadas por la cercanía y similitudes que presentan en morfología, precipitación y vegetación dominante estos bosque del límite sur de la Provincia Florística Californiana; esta condición de frontera puede hacer que dichos ecosistemas sean más sensibles al aumento de temperatura y a periodos de sequias más agudos, lo cual genera distintos posibles escenarios sobre la transformación de bosques menos adaptados a condiciones presentes ante el cambio climático.

El PNSSPM es un sitio poco perturbado por las actividades humanas (Dunbar-Irwin y Safford, 2016; Stephen y Fule, 2008; Minnich et al., 1983; Rivera-Huerta et al., 2016) y comparado con los otros dos sitios donde la intervención de hombre es mayor y por más tiempo podría influir en el desarrollo de las comunidades. Estas perturbaciones provocadas por el ser humano en ecosistemas forestales tienen un efecto importante en la alteración de procesos ecológicos claves los cuales al no presentarse incrementa la vulnerabilidad de ecosistema.

Las estrategias y comportamiento de las especies después de un disturbio como el fuego han tenido gran importancia y se ha trabajado en las últimas décadas en describirlas mejor para establecer manejos adaptativos y buscar condiciones semejantes a las reportadas como referencia a principio del siglo pasado. En Alta California los aprovechamientos forestales, pastoreo y la supresión de fuego han favorecido una mayor densidad de individuos de la misma edad (cohorte) formando estructuras homogéneas y por ende la acumulación de combustibles vivo y muerto en grandes extensiones; lo que deriva en incendios de mayor intensidad, extensión y alta severidad (Miller et al., 2009; Mallek et al., 2013; Steel et al., 2015).

En la parte central del PNSSPM encontramos densidades en pino Jeffrey de 139 árboles/ha. Los sitios de PNC y SJ presentan la menor densidad (106 árboles/ha); esto se puede deber a las actividades de aprovechamiento de madera y tala ilegal que se ha realizado en Sierra de Juárez y dentro del ANP el acceso al parque no puede ser controlado por encontrarse un camino vecinal que atraviesa el parque, permitiendo el tránsito continuo de vecinos de ranchos, ejidatarios y turismo que transitan continuamente. El sitio de CNF también fue talado y presentan densidades de 128 árboles/ha, la cual puede aumentar al ocupar los espacios del dosel disponibles, como consecuencia de la mortalidad del Roble Negro.

Las actividades antropogénicas han tenido un efecto en la estructura de los bosques de PNC y CNF, donde las clases de diámetros no llegan a las observadas en PNSSPM, esta actividad de extracción de madera se enfocó en retirar los individuos más grandes en Sierra de Juárez y el PNC, por eso es poco común encontrar DAP mayores de 120 cm, sin embargo se tiene un registro de un individuo con DAP de 176 cm. La mayor frecuencia de clase está en la primera (7.6 a 19.9 cm) y en la segunda clase (20 a 39.9 cm) con 64 y 46 individuos respectivamente. En el 2000 Minnich estima la edad por clase de diámetro para el pino Jeffrey en el PNSSPM, relacionando los diámetros la edad de la primera y segunda clase en PNC, corresponde entre 30 a 93 años y de 94 a 158 años. En CNF la mayoría de los individuos están presentes en la clases de 40 a 60 cm con 66 individuos, estimando una edad media de 159 a 227 años. El INF de BC menciona que las diferencias en volumen entre SJ y SSPM son debido a los aprovechamientos forestales en SJ, mientras que en SSPM se ha visto poco afectada por aprovechamientos, lo que se traduce en la acumulación de grandes volúmenes caracterizado por pinos muy desarrollados y de edad avanzada.

Los datos de densidad y DAP corroboran la tala en ambos parques, el uso de estas variables también pueden relacionarse con la vulnerabilidad del sitio al presentarse pinos con cortezas más delgadas, alturas de ramas más cercanas al sotobosque y clases de edad similares

en los sitios, presentando estructuras homogéneas que aumentan la vulnerabilidad ante un evento de incendios forestales.

La comparación de las cargas de combustibles entre sitios permite analizar la cantidad de combustible en el suelo y sus causas, para hacer un adecuado manejo del material y con ello disminuir el riesgo de un incendio de alta severidad. La mayor carga de combustibles de 1000h se reporta en CNF promovido por una nueva plaga que afecta al arbolado maduro de roble negro y que tiene implicaciones importantes en la composición y estructura del bosque y los combustibles en el bosque. Esta incorporación de combustibles debe ser considerada por los manejadores al aumentar el riesgo y evitar eventos como el incendio de Cedar Fire, donde la parte norte de la laguna fue afectada y la regeneración e intentos de reforestación no han sido exitosas (UDFS, ranger). A partir de este evento las quemas prescritas en el sitio se han llevado a cabo bajo una gestión científica y que además de los combustibles se contempla el manejo de pastoreo y el control de plagas.

En el caso de PNC los combustibles de 1, 10 y 100 h son muy semejantes al CNF, no obstante el valor de la mediana es cero para los combustibles de 1000 h, esto se puede explicar por la extracción de madera que se lleva a cabo por los turistas, ejidatarios y rancheros en SJ y el PNC. Así mismo la estructura y ausencia de fuego en PNC pueden ser factores de gran importancia en el comportamiento de fuego; si bien el pino Jeffrey está bien adaptado al fuego, los individuos jóvenes no lo son, por presentar individuos con alturas de dosel cercanas al sotobosque, fustes con ramas en la parte baja y cortezas delgadas que los hace vulnerables a un incendio, en 1989 un incendio a las afueras del parque en la parte norte, no se recuperó el pino Jeffrey.

La estructura del pino Jeffrey en el PNSSPM es heterogénea lo que le permite tener plasticidad ante un evento de incendios forestales y una baja mortalidad en el sitio (Rivera-Huerta

et al., 2016), muchos de los individuos están representados en las primeras clases de diámetros al igual que los otros parques, sin embargo los DAP mayores de 100 cm Minnich, 2000 estima una edad media de 305 a 390 años. Las actividades humana, por parte del turismo es limitada por el acceso y distancia sin embargo por mucho tiempo la actividad de pastoreo no se tiene control ni estudios que registren su impacto en la zona central del parque.

Además de registrar las condiciones actuales de estos sitios y contrastar sus semejanzas y diferencias por las actividades humanas, es importante considerar el aumento de temperatura y los cambios en el ciclo hidrológico principalmente en zonas semiáridas localizadas en cinturones de alta presión (norte de México) que puede experimentar lluvias o sequías severas interanuales (Delgadillo-Rodríguez,1998).

2.6 CONCLUSIONES

En este trabajo también incorpora los perímetros de fuego históricos y los efectos de las plagas que incorporan combustibles a gran escala, principalmente en CNF, donde el pino Jeffrey y el roble negro han presentado una alta mortalidad por muérdago y descortezadores los cuales pueden manifestarse más rápidamente al presentarse sequías prolongadas que transformar el bosque en escenario de poca diversidad y con alta concentración de combustibles. Estos disturbios se deben considerar por los manejadores al proyectar escenarios de cambio climático que disminuyen la resiliencia del ecosistema.

Las actividades antropogénicas han tenido un efecto en la estructura de los bosques de PNC y CNF, donde las clases de diámetros no están presentes en todas las clases como en el PNSSPM, lo que se puede traducir en una menor resiliencia del bosque al no presentar una diversidad estructural; caracterizada por individuos más jóvenes, menos adaptados a incendios de media y alta intensidad.

El PNC es el sitio con menor información, a pesar de ser el más cercano a centros de población, sin embargo si puede ver el efecto del hombre en este ecosistema, considerado los decretos de reserva forestal y Parque Nacional.

2.7 REFERENCIAS CITADAS

- Agee, J. K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Brown, J.K. 1974. Handbook for inventory downed woody material (Gen. Tech. Rep. INT-16). Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station., Ogden, UT, U.S.
- Delgadillo-Rodríguez, J. 1998 Florística y ecología del norte de Baja California, 2ª, edición, Mexicali, Baja California, UABC.
- Delgadillo-Rodríguez, J. 2004. El bosque de coníferas de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Distrito Federal, México
- Dirección General de Inventario Nacional Forestal DGINF, 1968. Inventario Forestal del Estado de Baja California. Subsecretaria Forestal y de la Fauna, S.A.G. no. 3.
- Dunbar-Irwin, M, and H.D. Safford. 2016. Climatic and structural comparison of yellow pine and mixed-conifer forests in northern Baja California (Mexico) and the eastern Sierra Nevada (California, USA). *Forest Ecology and Management* 363: 252-266.
- Fulé P. Z., W.W. Convigton, M.M. Moore. 1997. Determining Reference Conditions for Ecosystem Management of Southwest Ponderosa Pine Forests. *Ecological Applications* 7(3): 895-908.
- Keeley J. E., T. Brennan, A. H. Pfaff. 2008. Fire Severity and Ecosystem responses following crow fires in California shrublands. *Ecological Applications* 18(6): 1530-1546.
- Leiberg, J. B. 1902. Forest conditions in the northern Sierra Nevada, California. USGS Professional Paper 8. U. S. Government Printing Office, Washington, DC., USA.

- Mallek, C., H. Safford, J. Viers and J. Miller. 2013. Modern departures in fire severity and area vary by forest type, Sierra Nevada and southern Cascades, California, USA. *Ecosphere* 4(12): 153.
- Miller, J.D., Safford, H.D., Crimmins, M. & Thode A.E. 2009 Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and Southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems* 12: 16. doi:10.1007/s10021-008-9201-9.
- Morfin-Ríos J. E., E. J. Jardel P., E Alvarado C. y J.M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara, Jalisco, Mexico. Pp. 111.
- Rivera-Huerta, H., H. D. Safford, and J. D. Miller. 2016. Patterns and trends in burned area and fire severity from 1984 to 2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California.
- Scharpf R.F., R.S. Smith, D. Vogler. 1987. Pruning Dwarf Mistletoe Brooms reduces stress on Jeffrey pines, Cleveland National Forest, California. USDA Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Research paper PSW-186.
- Skinner C. N., J. H. Burk, M. G. Barbour, F. Franco-Vizcaino, and S. L. Stephens. 2008. Influences of climate on fire regimes in montane forest of north-western Mexico. *Journal of Biogeography* 35:1436-1451.
- Skinner C. N. and C. Chang. 1996. Fire regimes past and present. P 1041-1070 in status of the Sierra Nevada Vol. II; Assessments and scientific basis for management options. Sierra Nevada Ecosystem Project, Final report to Congress. Wildland Resources Center Report No. 37, Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis, California, USA.

- Steel, Z. L., H. D. Safford, and J. H. Viers. 2015. The fire frequency-severity relationship and the legacy of fire suppression in California forests. *Ecosphere* 6(1): Article 8.
- Stephens S.L., D.L. Fry, and E. Franco-Vizcaíno. 2008. Wildfire and spatial patterns in forests in Northwestern Mexico: The United States wishes it had similar fire problems. *Ecology and Society* 13 (2):10.
- Stephens S. L., and P. Z. Fulé. 2005. Western pine forests with continuing frequent fire regimes: Possible reference sites for management. *Journal of Forestry*, 103: 357-362.
- Stephens S. L. and S. J. Gill. 2005. Forest structure and mortality in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest in north-western Mexico. *Forest Ecology and Management* 205: 15-28.
- Stephens S. L., J. M. Lydersen, B, M Collins., D. L. Fry and M. D. Meyer. 2015. Historical and current landscape-scale podenrosa pine and mixed conifer forest structure in the Southern Sierra Nevada. *Ecosphere* 6 (5):79.
- Stephens S. L. and L. W. Ruth. 2005. Federal forest-fire policy in the United States. *Ecological Applications*, 15: 532-542.
- Stephens S. L., C. N. Skinner and S. Gill. 2003. Dendrochronology-based fire history of Jeffrey pine - mixed conifer forest in the Sierra San Pedro Mártir, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 33:1090-1101.
- Sugihara, N. G., J.W. van Wagendonk, K.E. Shaffer, J. Fites-Kaufman, and A. E. Thode, editors. 2006. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Trejo, D. A. R. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *AMBIO* 37(7): 548-556.
- Thorne R.F., R.V. Moran, and R. A. Minnich. 2010. Vascular plants of the high Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico: an annotated checklist. *Aliso* 28:1-57.

Van de Water, K., and H. Safford. 2011. A summary of fire frequency estimates for California vegetation before Euro-American settlement. *Fire Ecology* 7(3): 26-58.

CAPÍTULO III

Propuesta de modelo de riesgo eco céntrico para el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir.

3.1 INTRODUCCIÓN

La Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) adoptó el modelo de Presión-Estado-Respuesta (PER), como un esquema de análisis de la situación ambiental de diferentes sitios. Este modelo se basa en el concepto de causalidad, es decir, las actividades humanas ejercen presión sobre el ambiente que cambia la cantidad y calidad de los recursos naturales (Estado) y la sociedad responde a través de políticas ambientales, económicas y sectoriales (Respuesta). Este modelo se origina de planteamientos simples para conocer lo que afecta al ambiente, el estado actual y las acciones para mitigar o resolver los problemas ambientales a partir de un sistema de indicadores.

Los indicadores ambientales son una herramienta que han sido socialmente dotada de un significado añadido o derivado de su propia configuración; el desempeño de los indicadores depende de tres características fundamentales: 1) inicialmente cuantifican la información de forma tal que su significado se manifieste rápidamente, 2) sintetizan la información sobre un fenómeno complejo para facilitar la comunicación y 3) consecuentemente son un instrumento eficaz para transmitir información de manera simple, dentro del proceso de toma de decisiones (Allen et al., 1995; Cendrero, 1997). La OCDE es uno de los pioneros en el desarrollo de indicadores ambientales en el mundo, cuyos objetivos se centran en evaluar el progreso ambiental, integrar mejor las preocupaciones ambientales en las políticas sectoriales e integrar mejor las preocupaciones ambientales en la política económica (Quiroga, 2001).

El Modelo PER se elabora de manera general como una progresión causal de las acciones humanas que ocasionan una presión sobre el medio ambiente y los recursos naturales que llevan

a un cambio en el estado del medio ambiente, al cual la sociedad responde con medidas o acciones para reducir o prevenir el impacto. En México el desarrollo de los indicadores de sustentabilidad partió de la creación de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) en 1994, en colaboración con el Instituto Nacional de Ecología (INE); que los define como los indicadores del PER y se estructuran en tres categorías:

- a. Los indicadores de presión tratan de responder a las causas del problema
- b. Los indicadores de estado responden al estado del ambiente.
- c. Los indicadores de respuesta tratan de responder preguntas sobre que se está haciendo para resolver el problema.

A nivel mundial, se tiene una aceptación al uso de los indicadores como una solución para la toma de decisiones. En nuestro país el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) han elaborado indicadores que pueden ser aplicables al conocimiento y a la caracterización del territorio en sus distintos componentes: natural, social, urbano-regional y económico. Hoy en día, se busca el desarrollo de nuevos indicadores para los diferentes sectores con el fin de tener información acerca de los sistemas naturales y su dinámica, además se pretende definir cuáles son los atributos que debe de cumplir un indicador para poder utilizarlo e interpretarlo de la manera correcta, con el fin de simplificar la información y así aplicar estrategias de prevención.

3.1.1 Indicadores ambientales de riesgo

En términos generales, **riesgo** es la probabilidad de que ocurra algo con consecuencias negativas (USEPA 2001); identificar los riesgos tanto en las poblaciones humanas como en los diferentes secciones del medio biofísico, es una tarea multifactorial y compleja.

La teoría eco-céntrica se ha manejado en los últimos años en países como España y Brasil (González y Américo, 1999; Novo, 2009), dicho concepto se le conoce como un nuevo

paradigma medioambiental el cual se basa en ayudar a comprender el compromiso con el medio ambiente para fomentar la educación ambiental, crear hábitos ecológicos o apelar a razones de beneficio humana o del medio ambiente con la finalidad de promover la preocupación ambiental y fomentar la defensa del medio ambiente. Así de acuerdo a expertos en la materia, la educación se enfrenta por un lado el reto ecológico, que implica contribuir a formar y capacitar no sólo a jóvenes y niños, sino también a los gestores, planificadores y las personas que toman las decisiones, para que orienten sus valores y comportamientos hacia una relación armónica con la naturaleza; así como, el desafío social que, nos permita llegar desarrollo sustentable (Novo, 2009).

En este trabajo se definen los conceptos de peligro y vulnerabilidad desde el punto de vista de **riesgo ecocéntrico**, en donde se señala al incendio forestal no solo como un evento de disturbio negativo, sino como parte de un proceso de construcción esperable y normal del ecosistema dado las condiciones en que evolucionaron las especies en esta región, por lo tanto, la perdida esperada obtenida es la probabilidad de ocurrencia de eventos peligrosos (incendio forestal) y de la vulnerabilidad de los elementos de bosque expuestos (tipos de vegetación e instalaciones humanas).

La vulnerabilidad es el estado de susceptibilidad al daño debido a la exposición a tensiones asociadas con el cambio ambiental y social, y a la ausencia de capacidad de adaptación. Las tradiciones ancestrales incluyen teorías de la vulnerabilidad como fracaso del derecho y teorías del peligro. Cada una de estas áreas ha contribuido a presentar formulaciones de vulnerabilidad al cambio ambiental como una característica de los sistemas socioecológicos vinculados a la resiliencia. La investigación sobre la vulnerabilidad a los impactos del cambio climático abarca todas las tradiciones precedentes y sucesoras. Los desafíos para la investigación sobre vulnerabilidad son desarrollar medidas robustas y creíbles, incorporar diversos métodos que incluyan percepciones de riesgo y vulnerabilidad, e incorporar la investigación de gobernabilidad

sobre los mecanismos que median la vulnerabilidad y promueven la acción adaptativa y la resiliencia (Adger, 2006).

En las últimas dos décadas los incendios forestales han sido considerados como una de las causas más importantes en la pérdida de ecosistemas y liberación de CO₂ a la atmósfera. Para ayudar a prevenir y disminuir la tendencia actual se ha trabajado en el desarrollo de modelos a partir de índices para identificar áreas con peligro de incendios forestales. El índice de peligrosidad de incendio dentro de un modelo de riesgo de fuego tendrá la capacidad de anticipar el lugar, causa y momento de la posibilidad que se produzca un incendio, considerando también la propagación por condiciones atmosféricas presentes para ese momento. Por ejemplo, el Índice del clima de fuego (FWI por sus siglas en inglés-Fire Weather Index) del sistema forestal canadiense consta de seis componentes, de los cuales los primeros tres se dirigen hacia los efectos de la humedad en los combustibles clasificándolos por códigos y clases. Los tres componentes restantes son índices del comportamiento del fuego, el combustible disponible y la intensidad del fuego (Sepúlveda, 1999).

3.1.2 Modelos ambientales como herramientas para el manejo del PNSSPM

La aplicación metodológica de modelos que evalúen el riesgo ecológico, y el desarrollo de indicadores e índices de riesgo son un paso esencial hacia la identificación, categorización, valoración y reducción del riesgo por eventos extremos como los incendios forestales. Para la creación de indicadores es necesario integrar diferentes índices bajo la evaluación de varios criterios, por ejemplo Muñoz-Roble (2001) construye un índice de Peligro de incendios integrado por los sub-índices de combustible, meteorológico y de causa; de los cuales obtiene como producto doce mapas que corresponden a cada mes del año. La carga de combustible es el parámetro de mayor importancia en un modelo de combustible, por ello el autor plantea que la vegetación derivada a través de imágenes de satélite tiene una fuerte relación con el material combustible presente en el terreno.

Para ayudar a prevenir y disminuir la tendencia actual se ha trabajado en el desarrollo de modelos a partir de índices para identificar áreas con peligro de incendios forestales. En términos de incendios forestales muchos trabajos coinciden en que los indicadores se deben construir con la información de campo y variables topográficas, meteorológicas y fuentes de ignición (Muñoz-Robles et al., 2005; Torres-Rojo et al., 2007), otros consideran importante el tipo de vegetación, actividades humanas (Muñoz-Robles, 2001; Martínez-Martínez, 2002), datos históricos y percepción remota (imágenes de satélite) que se recopilan en modelos de predicción considerando índices de corto y de largo plazo. Los primeros hacen estimaciones diarias de riesgo de incendios con fines operativos y los segundos evalúan el riesgo a diferentes escalas para fines estratégicos (Torres-Rojo et al., 2007).

En Baja California se implementó un sistema de información geográfica y tecnología de sensores remotos usando índices de peligro desarrollados por Estados Unidos de Norteamérica (Sepulveda et al., 1999). En Sierra de Juárez se trabaja un modelo de indicadores de riesgo espacial para incendios a largo plazo (Miguel, 2014). Los índices se basan en los componentes: peligrosidad y vulnerabilidad de ecosistema que permite identificar el estado de riesgo ante un evento de incendio. Es decir, las zonas de mayor riesgo son aquellas con vegetación menos tolerante al fuego, con gran cantidad de combustibles y periodos largos de ausencia de fuego (Rivera-Huerta et al., 2016). Estas zonas identificadas con alto riesgo de incendio forestal por sus características, permiten reforzar las acciones de prevención, combate y uso del fuego al priorizar los sitios de atención.

El Manejo del fuego integra tres componentes: la prevención, la supresión y el uso del fuego como atributos ecológicos clave; la percepción del fuego como un factor de riesgo, no ha permitido establecer planes de manejo adecuados en las ANP de Baja California debido a las prácticas de supresión de los incendios, lo que es relevante si se considera que dicha acción incrementa la severidad de los incendios dada la acumulación periódica de material combustible

(Rivera-Huerta *en preparación*). Dentro de los programas de manejo de las ANP se contempla como amenazas los incendios y sin importar la fuente que lo inicio (natural o inducida), la política de respuesta ante este evento es la supresión total; sin embargo, se ha reconocido en los últimos años la importancia del manejo de combustibles para reducir su disponibilidad a partir de un programa de quemas controladas y manipulación de los mismos. En los últimos años se han realizado propuestas para el desarrollo de un plan de manejo de incendios que incluya la colaboración de los ejidos, con la participación de diferentes instancias gubernamentales como la CONANP y CONAFOR con el apoyo del Servicio Forestal de los Estados Unidos (USFS, por sus siglas en inglés-United States Forestry Service), e instancias académicas. Se espera que el presente trabajo sea el primer paso para lograr ampliar dichos planes de manejo con la aplicación y validación más adelante de un Modelo de Riesgo Ecológico enfocado principalmente al PNSSPM.

En este trabajo además de abordar la parte de la peligrosidad, la cual se compone principalmente de las características y tipos de combustibles, causas de ignición y actividades no supervisadas, temperatura, precipitación y todas aquellas que nos pueda dar un valor cualitativo o cuantitativo. También se analizó la **vulnerabilidad eco-centrística** del sistema, y sus componentes que la colocan dentro de la categoría de ANP, ésta variable es novedosa dentro de los modelos riesgo tradicionales y nos permitirá evaluar en el tiempo, las funciones ecológicas que cumplen estos ecosistemas como sistemas captadores de agua, captura de carbón, semilleros, refugio de especies, zonas de crianza y alimentación desde el punto de vista de la conservación pero considerando el factor humano y económico.

OBJETIVOS

3.2.1 Objetivo general

Proponer un modelo de riesgo basado en indicadores de peligrosidad y vulnerabilidad Eco céntrico para el ANP Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México.

3.2.2 Objetivos particulares

1. Recabar información sobre la tendencia y severidad de fuego; estructura y cargas de combustibles; y vegetación del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir.
2. Caracterizar del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir por atributos funcionales al tipo de vegetación como unidad básica de manejo.
3. Generar los índices de peligro y vulnerabilidad a partir de indicadores ambientales para alimentar el modelo de riesgo.

3.2 METODOLOGÍA

3.3.1 FASE ZONIFICACIÓN

Para la zonificación del ANP, se utilizó un sistema de clasificación que se integra a partir de la sobreposición de niveles jerárquicos basado en criterios de subcuenca, altitud y vías de comunicación para dividir al PNSSPM en unidades de manejo de fuego (UMF) (Fig. 1).

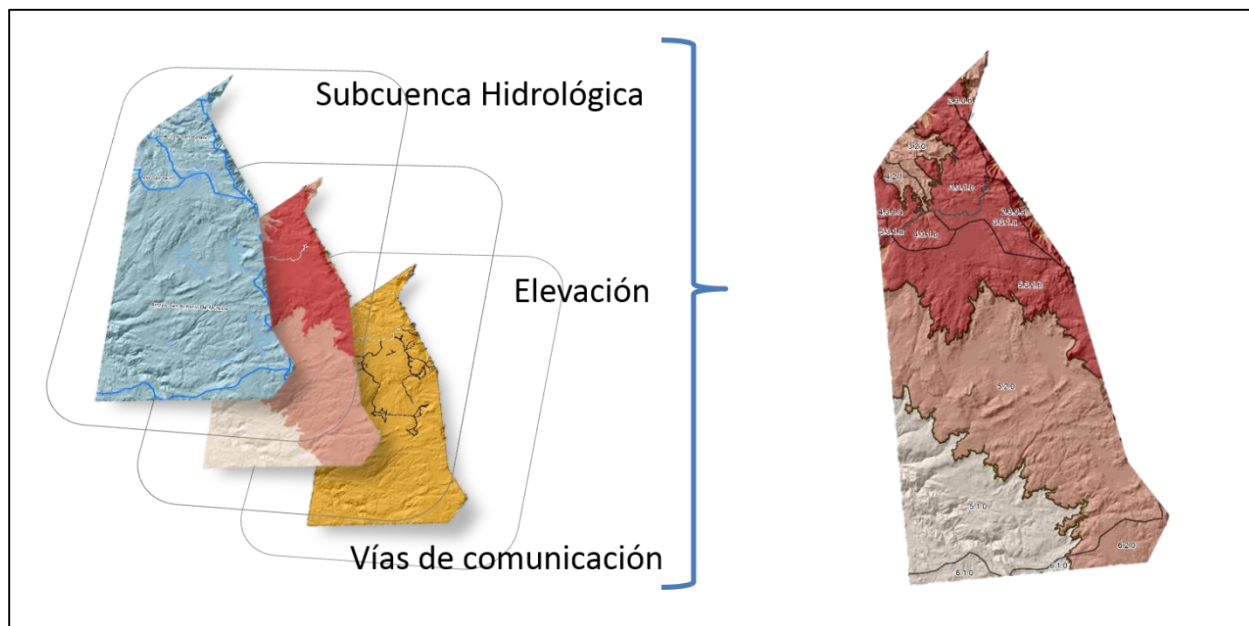


Figura 7. Zonificación del ANP PNSSPM (derecha) con sus quince Unidades de Manejo de Fuego (UMF). Cada capa representa un nivel jerárquico basado en criterios de subcuenca, elevación y vías de comunicación.

3.3.2 FASE CARACTERIZACIÓN

Para la caracterización de cada unidad utilizó información que provenía de las bases de datos de INEGI, CONAFOR, y la USFS; así como de las distintas publicaciones sobre vegetación (Minnich, 1993; Thorne et al., 2010; INFyS, 2014; Rivera-Huerta et al., 2016) y la información de campo obtenido durante el 2014 y 2015. Esta información se organizó y procesó en un Sistema de Información Geográfico (SIG) utilizando el programa ArcMap v.10.2 (ESRI) a partir del cual

se comparó la información de la vegetación de tipo bosque (Figura 2) y la información que corresponde a la historia de fuego (Figura 3) de diferentes fuentes (Minnich et al., 2000; Stephens et al., 2003; Rivera-Huerta et al., 2016)

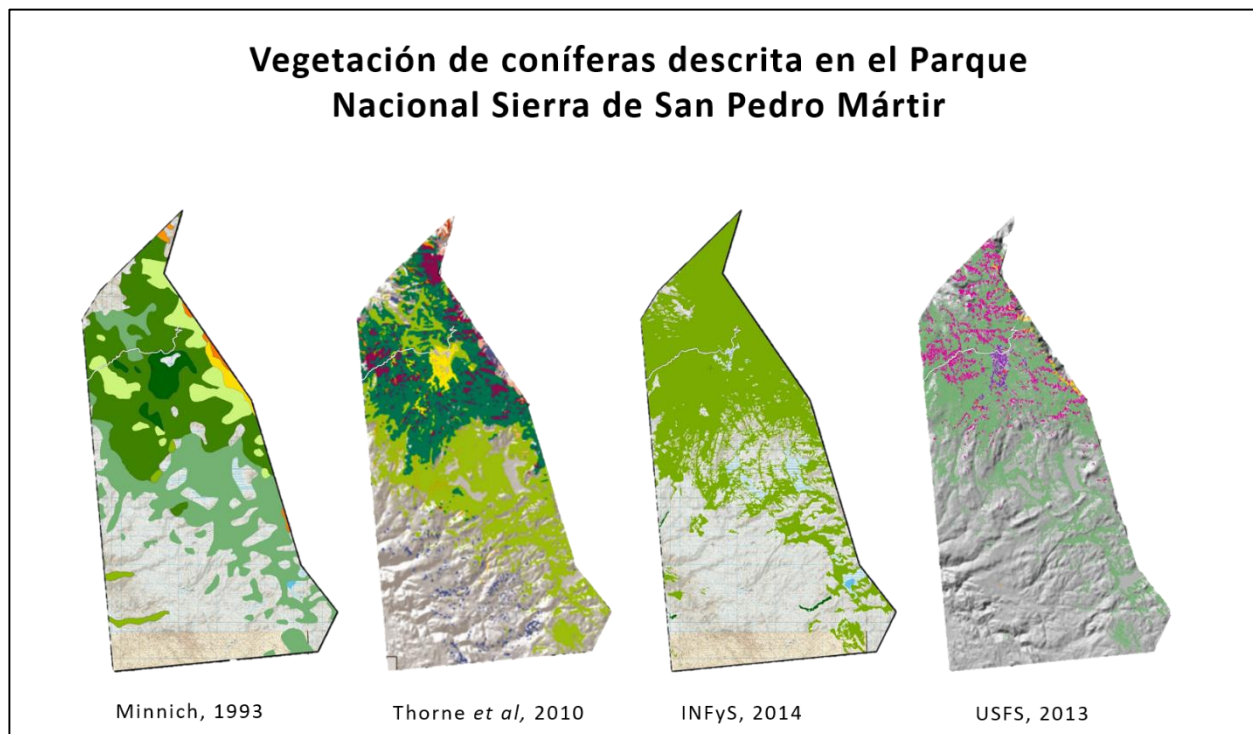


Figura 8. Mapas de vegetación de coníferas presentes en el Parque Nacional de Sierra San Pedro Mártir de 1925 a 2010 (Minnich, 1993; Thorne et al., 2010; INFyS, 2014; Rivera-Huerta et al., 2016).

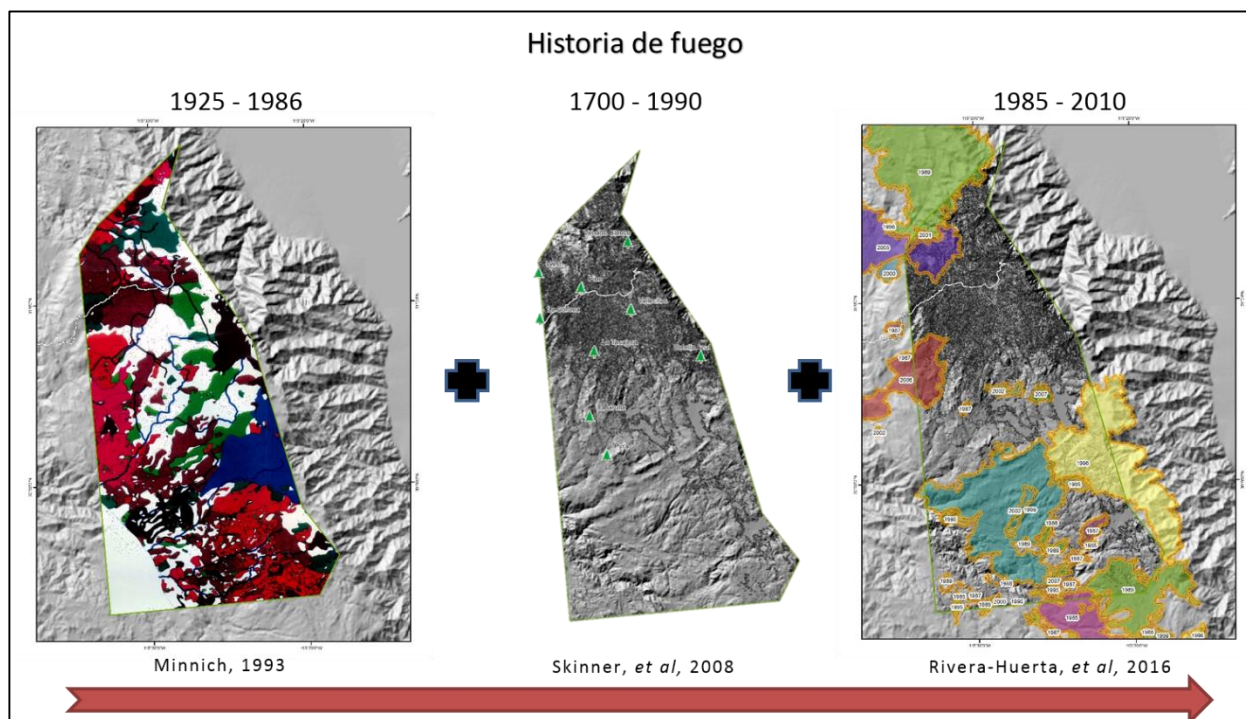


Figura 9. Polígonos de incendios localizados en el Parque Nacional de Sierra San Pedro Mártir de 1925 a 2010 (Minnich, 1993; Skinner, 2008; Rivera-Huerta et al., 2016).

3.3.3 FASE DIAGNÓSTICO

Para identificar y evaluar las zonas de mayor riesgo en el Área Natural Protegida se identificaron los atributos de las quince unidades obtenidas en la fase de caracterización, con ésta información, se generó el índice de Riesgo de Incendios Forestales (**IRIF**) que está a su vez compuesto de un índice de Peligrosidad de Incendio Forestal (**IPIF**) y un Índice de Vulnerabilidad (**IV**). Cada índice está compuesto por diferentes indicadores (Figura 4) y a cada indicador se le realizó una ponderación (W) y normalizó para obtener cantidades adimensionales que van de 0 a 1 (Tabla I), con la finalidad de ser comparables siguiendo la metodología propuesta por Nijkamp et al, 1990.

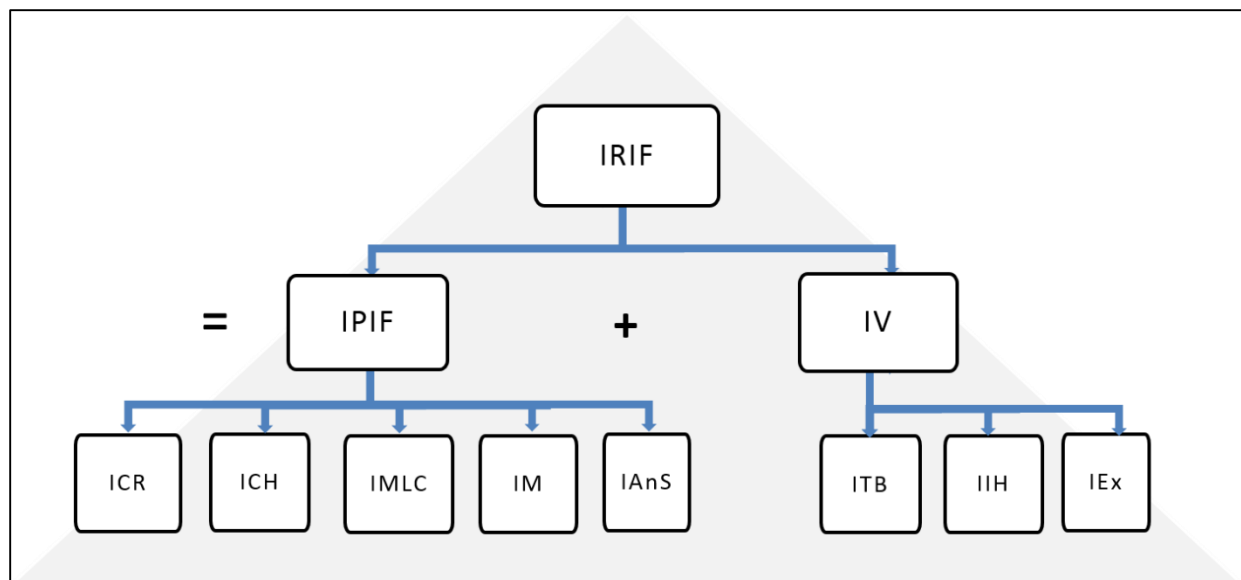


Figura 10. Indicadores de peligro y vulnerabilidad de las unidades de manejo de fuego.

Índices utilizados para el Modelo:

1. Índice de Riesgo de Incendios Forestales (IRIF) = $\sum (IPIF, IV)$
2. Índice de Peligro de Incendio Forestal (IPIF).....IPIF = $\sum (ICR, ICH, IMLC, IM, IAnS)$
3. Índice de vulnerabilidad (IV)..... IV = $\sum (ITB, IIH, IExF)$

Tabla III. Descripción y valores de los índices e indicadores para obtener el índice de riesgo de incendios forestales en el ANP Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir,

Índice	Indicador	Descripción	Evaluación y/o ponderación (W)
Índice de Peligro de Incendio Forestal (IPIF)	ICR= Indicador Causa Relámpagos.	Ocurrencia de los incendios por relámpago del 2002 a 2010 (CONAFOR)	Presencia/Ausencia W= Número de incendios dentro de la UMF
	ICH= Indicador Causa Humana	Incendio registrado dentro del área por actividades humanas del 2002 a 2010 (CONAFOR)	Presencia /Ausencia
	IMLC= Indicador Material leñoso caído	Cantidad de combustibles ligeros + pesados * mantillo (hojarasca y capa de fermentación)	T/ha
	IM= Indicador meteorológico precipitación	Variables meteorológicas de precipitación obtenidas de la estación meteorológica 2080 y 2166 (CONAGUA, UNAM).	mm
	IAnS = Indicador: actividades no supervisadas	Actividades de ganadería y excursionismo de aventura en áreas remotas (praderas, sitios de acampar y senderos utilizados para estas actividades).	Presencia/Ausencia

Índice de Vulnerabilidad (IV)	ITB = Indicador tipo de bosque.	Tipo de vegetación dominante en la unidad y ponderado por su respuesta al fuego.	Vulnerabilidad baja- 0.25 (Pino Jeffrey) Vulnerabilidad media- 0.75 (Coníferas mixtas) Vulnerabilidad alta 1 (Abeto y Pino contorta)
	IIH = Indicador infraestructura humana	Estructuras permanentes y provisionales (OAN, CONDOR, SPA-CONANP, SEDENA, Museo).	Presencia/Ausencia
	IExF = Indicador: exclusión de fuego	Historia de fuego (periodo 1925 a 2015) zonas de poca o nula actividad de fuego.	Presencia/Ausencia Incendios < 10 años = 0 Incendios 10 a 20 años = 0.25 Incendios 20 a 30 años = 0.5 Incendios 30 a 40 años = 0.75

			Incendios >50 años = 1
--	--	--	---------------------------

3.3 RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.4.1 MODELO DE RIESGO ECOCÉNTRICO: PARQUE NACIONAL SIERRA SAN PEDRO MÁRTIR.

A partir de la Zonificación (Tabla II) se obtuvieron 15 unidades de manejo de fuego (UMF), para las cuales se calculó el área y porcentaje que corresponde al tipo de vegetación de conífera dentro del polígono del ANP (Tabla III). En el primer nivel el área correspondiente al Arroyo Salado dentro del ANP que era muy pequeño y se unió a la subcuenca Arroyo Taraiso. Las UMF con mayor cobertura de vegetación de conífera corresponden en su mayoría a las que se encuentran en una altitud de 2300 a 2900m. (La Tasajera, Vendado Blanco y Padre Kino), en la parte central del parque la UMF de La Encantada, la Grulla y Santa Rosa, es la de mayor tamaño con 29,171 ha y con 3,189 ha de vegetación de tipo conífera en el PNSSPM.

Tabla IV. Zonificación del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir.

Nivel I		Nivel II		Nivel III	
Sub cuenca		Altitud		Infraestructura	
Clave	Nombre	Clave	Intervalo	Clave	Vías de comunicación
1.	Arroyo Salado	1.	< 1800 m	0	Ausencia
2.	Arroyo Taraiso	2.	> 1800 < 2300 m	1	Caminos
3.	Arroyo San Rafael	3.	> 2300 < 2900 m		
4.	Río San Telmo				
5.	Arroyo Santo Domingo				
6.	Arroyo San Simón				

Tabla V. Unidades de Manejo de Fuego (UMF) y su correspondiente área y porcentaje de vegetación tipo Coníferas.

UMF	Toponimia	Área (ha)	Veg. Conífera en la UMF (ha)	Veg. Conífera en UMF (%)
2.2.0	Pta. Norte	473	2	0
2.3.0.a	Cordillera Este (Mirador Altar)	1290	403	31
2.3.0.b	Pta. Norte 2	509	279	55
3.2.0	San Rafael	1677	441	26
3.3.1.a	Padre Kino	2390	1480	62
3.3.1.b	Venado Blanco	4341	2559	59
4.2.1	Aserradero Viejo	756	288	38
4.3.1.a	Proyecto Cóndor	1365	845	62
4.3.1.b	Arroyo Alamillos	1261	920	73
5.1.0	Misión SSPM	14957	33	0

5.2.0	La Grulla, Encantada, Santa. Rosa	29171	3189	11
5.3.1.a	Zona de acampar	187	119	64
5.3.1.b	La Tasajera	10679	4933	46
6.1.0	Arroyo	1464	0	0
6.2.0	Arroyo	2392	145	6
TOTAL		72,911	15,638	21

3.3.1.1 Índice de riesgo de incendio forestal (IRIF)

El IRIF es el resultado de la suma del índice de peligro de fuego y la vulnerabilidad del ambiente que permite ubicar zonas con riesgos a incendios forestales. El índice de riesgo de incendio forestal se presenta en cuatro categorías (Baja, Media, Alta y Muy Alta). La unidades con valores de Muy Alto se encuentra en la parte norte del parque en elevaciones de 2400 a 2800 m en donde está el 57% de vegetación de coníferas con 8972 ha; estos resultados se explican por las componentes de los subíndices de peligro y vulnerabilidad. En las unidades de manejo del sur presentan un índice de riesgo bajo, debido a la ausencia o poca vegetación de coníferas.

3.3.1.2 Índice de Peligro de Incendio Forestal (IPIF)

Este índice se enfoca en los parámetros de las causas de ignición, las cargas de combustibles, condiciones de humedad y actividades ganaderas y por visitantes alejados de la zona de uso común. Estos indicadores son cinco y se describen a continuación:

3.3.1.3 Indicador de causa de ignición relámpago o rayo (ICR)

Este indicador corresponde a la principal causa de ignición natural en las partes altas de la Sierra San Pedro Mártir, los registros de incendios de la CONAFOR muestra una media de 8 a 10 rayos anuales que son atendidos de manera inmediata después de una tormenta, al ser localizado desde la torre de observación (torre de piedra) y las instalaciones del OAN, el personal en turno localiza la columna de humo para suprimir el incendio lo más rápido posible. La mayor incidencia de rayos se localiza en la parte norte del parque. Minnich en 1993 muestra que las altas tasas de detección de rayos para el periodo de 1985 a 1990 presentan más rayos que incendios, sin embargo los rayos son una fuente significativa de ignición de incendios forestales en el bosque en una temporada específica del año (junio-agosto). El total de incendios para el PNSSPM en el periodo de 2002 a 2010 son de 85 incendios, de los cuales 70 corresponde a relámpagos localizadas principalmente en la parte norte del parque donde se encuentra la mayor parte del bosque (Tabla II). Estos conatos al ser puntos específicos y tener una rápida respuesta de supresión en el primer ataque atendidos por diversas dependencias, ha promovido que se tengan zonas con ausencia de incendios por más de 60 años, lo que promueve la acumulación de combustibles vivos y muertos, además de cambios en la estructura.

Este indicador tiene importancia en el manejo del fuego para el ANP, su ocurrencia corresponde a los meses de julio y agosto los cuales coincide en un 90% con la temporalidad del sistema de Monzón de América del Norte, la cual se registra a través de las cicatrices de fuego en la madera temprana de los anillos de crecimiento de pinos (Stephens et al., 2003; Skinner et al., 2008).

Tabla VII. Incendios registrado y atendidos del 2002 al 2010 por descargas eléctricas en el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (CONAFOR, 2012).

Año	CONAFOR	CONANP-	SEFOA	SEMARNAT	O.A.N.	PNSSPM	Proyecto	
		OAN					Cóndor	Total
2002	-	-	-	3	5	-	-	8
2003	-	4	-	-	3	-	3	10
2004	9	-	-	-	1	-	-	10
2005	1	-	-	-	-	-	-	1
2006	1	-	-	-	12	-	1	14
2008	2	-	1	-	-	-	-	3
2009	8	-	-	-	7	-	-	15
2010	5	-	-	-	3	1	-	9
Total	26	4	1	3	31	1	4	70

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Observatorio Astronómico Nacional (OAN), Secretaría de Fomento Agropecuario (SEFOA), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

3.3.1.4 Indicador de causa de ignición humana (ICH)

En el ANP los incendios registrados por causas humana son el 17% del total para el periodo de 2002 a 2010 (CONAFOR). Sin embargo, en los últimos años se ha documentado el aumento de los turistas y visitantes dentro del parque y en los ranchos circunvecinos al ANP como el Rancho Melling, El Coyote de Melling, Mike SkyRach, etc, esto debe considerarse por la probabilidad de un evento que se manifieste en cualquier época de año y con las condiciones presentes para ese momento. A diferencia de los rayos que presentan una temporalidad muy marcada, los incendios por actividades humanas se pueden manifestar en cualquier momento y en cualquier parte dentro y fuera del ANP, dificultado así su localización y supresión en el primer ataque.

3.3.1.5 Indicador de causa de material leñoso caído (IMLC)

La información sobre la cantidad de combustibles presentes en el bosque permite tener una línea base sobre las condiciones actuales en la UMF y hacer comparaciones en otras partes del parque y otros bosques con características similares. Esta variable es una de las más importantes en el manejo de fuego; nos permite interpretar el comportamiento del fuego y debe medirse en los diferentes tipos de vegetación. En este trabajo se documentó que en el 72% de las parcelas los combustibles con mayor presencia corresponden a aquellos que se clasifican por su tiempo de retardo de 1000 hrs (Fig. 5). Estas parcelas se distribuyen en la unidades del centro (5.3.1.b, 5.2.0 y 3.3.1.a) con valores de 33 t/ha; para las unidades del norte del ANP se reportan valores promedio de 13.64 y 28.6 t/ha (Stephens, 2004; Dumbbar-Irwin y Safford 2016).

Las unidades del sur del parque (5.1.0, 6.1.0) por la ausencia de vegetación de coníferas y no tener datos del sitio se le asignó el valor de cero, no obstante la vegetación dominante en estos sitios es chaparral por lo tanto se debe de considerar coleccionar más datos o asignar uno que refleje las condiciones de vegetación diferente a la de bosque.

3.3.1.6 Indicador meteorológico (precipitación) (IM)

El área del parque es muy grande y las estaciones meteorológicas activas se encuentran en los extremos altitudinales y en la distribución de coníferas, por lo tanto no se tiene un registro en todo el parque; principalmente el aporte de agua por lluvias y nieve en la parte central como consecuencia del monzón norteamericano, que puede ser importante en los procesos de ignición natural y complemento en la dotación de agua para reducir el estrés hídrico del bosque en zonas abiertas y aisladas ya que los datos de precipitación media de la CONAGUA son 518 mm (Dumbbar-Irwin y Safford, 2016) y del OAN son de 390 mm (CICESE, 2016).

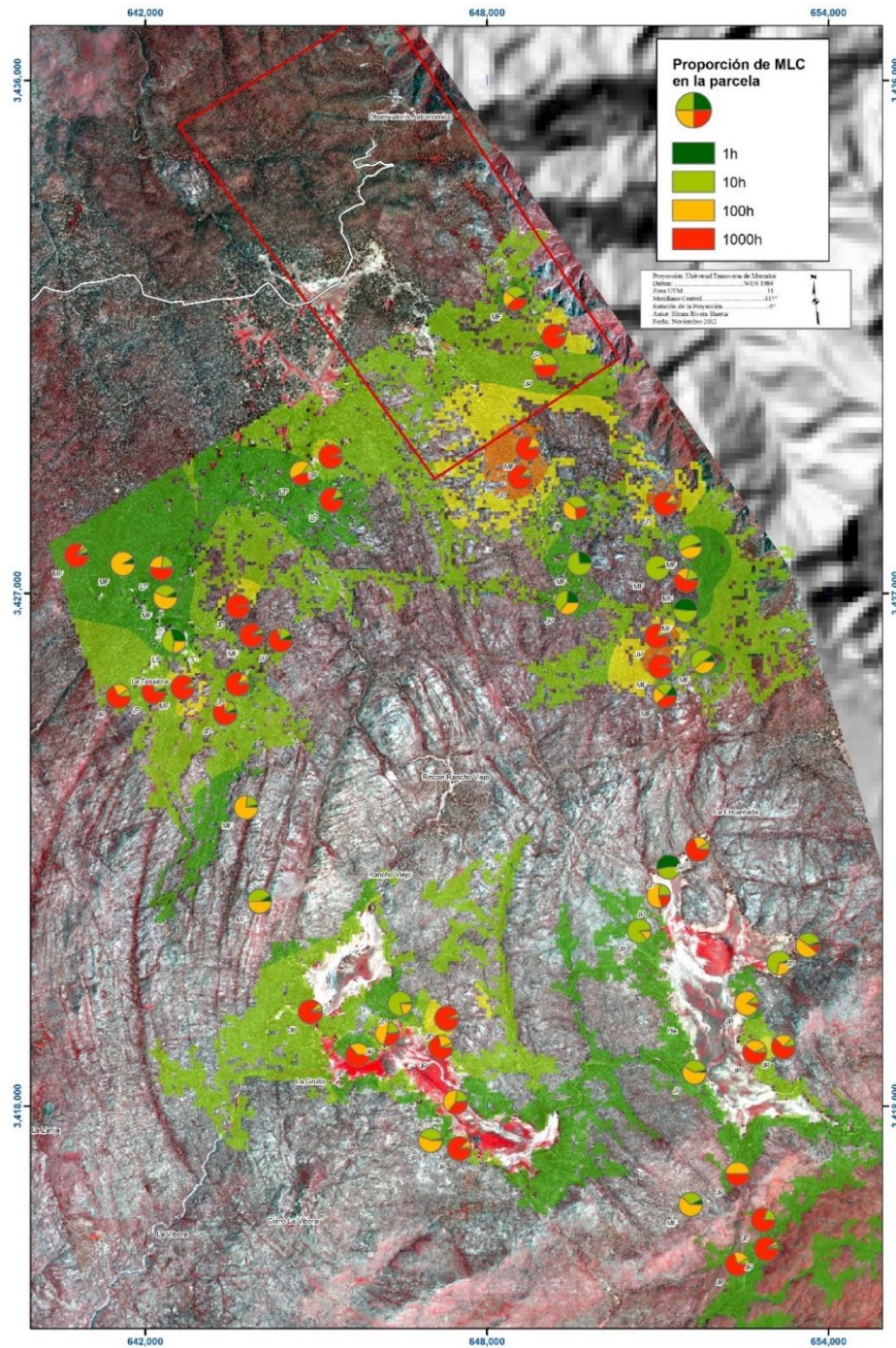


Figura 11. Proporción de Material Leñoso Caído (MLC) en el parte central del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir.

3.3.1.7 Indicador actividades no supervisadas (IAnS)

El PNSSPM no cuenta con personal suficiente para cubrir área del ANP, presenta un camino principal que conduce a las instalaciones del OAN, también algunos caminos secundarios señalizados para el tránsito en general y otros exclusivos del personal, todos ellos localizados en la parte norte. Los senderos y brechas utilizados para actividades de ganadería y excursionismo de aventura en áreas remotas se localizan en puntos de interés (Padre Kino a Botella Azul, La Tasajera a la Grulla y La Encantada) donde se pernocta en sitios de acampar. Esta presencia o ausencia se evalúa para cada unidad, este componente debe de ser considerada importante en el manejo del parque para evitar el peligro de incendios en áreas remotas y en cualquier época del año. Esto también pone de manifiesto actividades no permitidas e ilícitas donde ya se ha atendido incendios asociados estas actividades en el área (CONAFOR, 2010) En California el incendio RIM-Fire inició en una zona no permitida para acampar, como resultado se ubicó en el tercer incendio más grande de la historia en EUA con un área quemada de 1,041 km² (USFS, 2016).

3.3.1.8 Índice de Vulnerabilidad (IV)

El índice de vulnerabilidad se define por la relación de tres variables: tipo de bosque (vegetación dominante), infraestructura humana y exclusión de fuego.

3.3.1.9 Indicador tipo de bosque (ITB)

Para cada unidad de manejo es fundamental identificar el tipo de vegetación dominante y ponderar a partir de su respuesta al fuego. Para generar nuestro índice de vulnerabilidad se estableció al pino Jeffrey como la especie mejor adaptada al fuego por sus atributos fenotípicos (Agees, 1993, Sugihara et al., 2006).

Este indicador es muy importante en el índice de vulnerabilidad porque nos delimita la vegetación dominante de la zona, sin embargo al usarlo como insumo en la zonificación, la escala de detalle con cuenta genera unidades de manejo de fuego muy pequeñas y difíciles de evaluar por la carencia de otros indicadores a este nivel de detalle.

3.3.1.10 *Indicador infraestructura humana (IIH)*

Presencia de estructuras de servicios permanentes y provisionales, como las oficinas de recepción del parque, las cabañas, el museo, las instalaciones del Cóndor, las instalaciones del OAN, SEDENA, cuya presencia puede generar incendios; aun siendo su objetivo proteger el lugar. En la isla Guadalupe, Baja California en el 2008 se inicia un incendio fuera de la estación biológica del Grupo Ecológico y Conservación de Islas (GECI) por la quema de basura. El incendio destruyó más del 50% de la vegetación endémica *Hesperocyparis guadalupensis* (Ciprés) (Olivares-Bañuelos y Vargas-Tellez, 2009).

3.3.1.11 *Indicador exclusión de fuego (IExF)*

El IExF es importante para generar el IRIF el contar con información de la historia de fuego de un sitio como el PNSSPM nos ayuda a entender los cambios de la estructura del bosque debido a la dinámica poblacional de las especies dominantes y las pueden verse beneficiarse por periodos largos de ausencia de fuego. En México, el PNSSPM puede ser uno de los pocos sitios en el país que cuente con un registro de polígonos de incendio desde la década de 1925 a 2010 y que estén asociados a un régimen de fuego poco perturbado (Minnich, 1993; Stephens y Fulé, 2005; Rivera-Huerta et al., 2016). Esta información histórica junto con el intervalo de retorno de fuego de la zona no permite obtener sitios con ausencia de fuego mayor a un intervalo (15 a 20 años) lo que aumenta la vulnerabilidad del mismo por acumulación de material vivo y muerto. Para el PNSSPM esta información se ha corroborado y extendido con los trabajos de cicatriz de

fuego en donde se ha reportado periodos de mucha actividad y poca actividad más lo que estamos acumulando con la supresión de relámpagos (Stephens et al., 2003, Skinner et al., 2008).

3.3.1.12 *Índice de Riesgo de Incendios Forestales (IRIF)*

La aplicación del Índice de Riesgo de Incendios Forestales (IRIF) busca identificar y priorizar zonas para generar unidades de manejo de fuego que ayude a reducir el riesgo en el ANP. A través de los indicadores se generó un mapa de riesgo por categorías que permite identificar cuál componentes tiene mayor peso, para ser considerada por los manejadores en el momento de implementar un sistema de quemas controladas ó supresión de fuego (Figura 6). La vulnerabilidad debe considerar cambio de escala y monitoreo regular para ver las adaptaciones que tiene algunas especies, a nivel individual y comunidad con la finalidad de poder hacer escenarios en condiciones mensuales y escenarios con tendencias de incremento en la temperatura. Si bien esto es una aportación al manejo de la ANP, lo tomadores de decisiones debe considerar periodos de sequias más largos que asume un importante papel en el estrés hídrico que hace susceptible la aparición de plagas y parásitos, el cual ya se está viendo en otros parques de la región como un disturbio importante en la dinámica y permanencia de algunos ecosistemas (Capítulo II).

El parque presenta varios sitios con bosque abierto, dominado por pino Jeffrey y estructura heterogénea y se ha reportado incendios de baja severidad en bosque de pino Jeffrey y coníferas mixtas similar a los bosque de referencia de California; no obstante es necesario señalar que algunas UMF presentan estructuras donde especies poco tolerantes al fuego son abundante en renuevos e individuos jóvenes favorecidos por la ausencia de fuego relacionado: a) periodos de poca actividad de fuego de 1925 a 1970 y b) la actividad de supresión sistemática de fuego por relámpagos.

En el PNSSPM, se reportan dos periodos de poca actividad de fuego; el primero de 1805 a 1830 y el de las últimas décadas (Skinner et al., 2008), no obstante las condiciones actuales deben analizarse para emplear estrategias que reduzcan los combustibles acumulados en sitios como la corona donde se presenta la acumulación de material leñoso caído y un bosque cerrado.

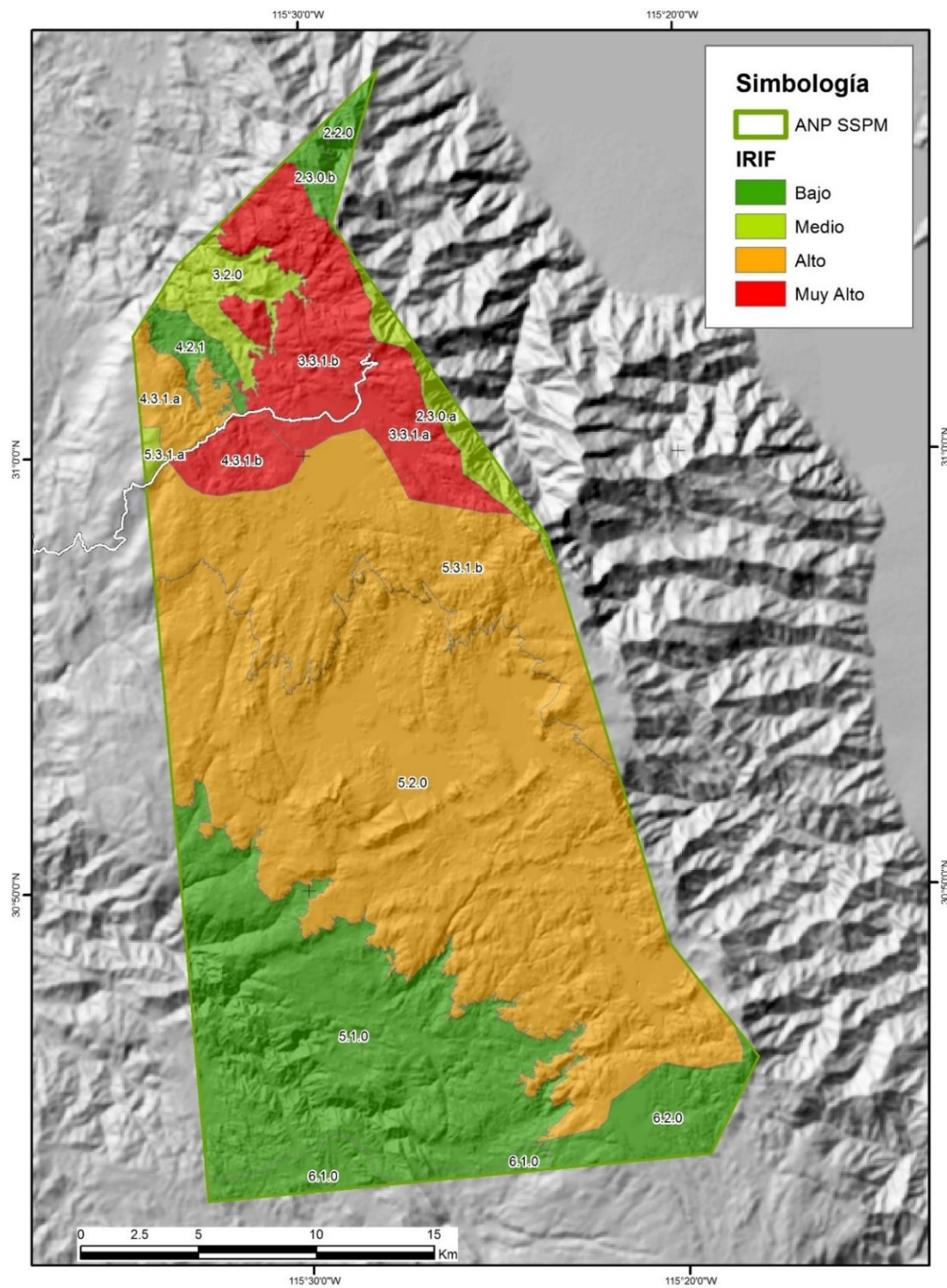


Figura 12. Mapa de Riesgo de Incendio generado a partir del Índice de Riesgo de Incendios Forestales (IRIF).

3.4 CONCLUSIONES

La implementación de estrategias en el manejo de fuego debe ir acompañada con cambios en la Ley General para el Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y el programa de manejo de PNSSPM para llevar a cabo las estrategias que sean más adecuadas dependiendo de características del sitio con el propósito de disminuir la vulnerabilidad. De no ser así se continuará haciendo ejercicios académicos y trabajos de campo que no se verán reflejados en las estrategias y formas tradicionales de prevención y supresión que actualmente se llevan a cabo. El resultado es una menor resiliencia de bosque que serán aumentados por el aumento de temperatura y cambios en la precipitación, consecuencia del cambio climático.

El modelo de riesgo puede contemplar mayor número de indicadores e índices pero deben ser validados por grupos de expertos en el manejo de fuego y usuarios que incorporen propuestas afines a mejorar el bosque y zonas de chaparral que se encuentran dentro y fuera que forman un perímetro que amenaza el ANP, principalmente al Oeste y Sur.

Una de las principales limitaciones del modelo de riesgo, fue la falta de datos especialmente con los datos climáticos. En particular de la parte central y sur del parque, el cual por su orografía y distancias lo hace compleja y no suficientes para representar toda el área.

En las 15 UMF en el parque, cada una de ellas se pueden dividir en áreas más pequeñas a partir de los tipo de vegetación, parte aguas, pendientes y rasgos o elementos que sirvan de barrera al implementar quemadas controladas, debido al tamaño que cubren.

3.5 REFERENCIAS

Adger N.W. 2006. Resilience, Vulnerability, and Adaptation: A Cross-Cutting Theme of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change. *Global Environmental Change*:16(3):268–281.

Agee, J. K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Island Press, Washington, D.C., USA.

Delgadillo, J. 2004. El bosque de coníferas de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Distrito Federal, Mexico

Dunbar-Irwin, M, and H.D. Safford. 2016. Climatic and structural comparison of yellow pine and mixed-conifer forests in northern Baja California (Mexico) and the eastern Sierra Nevada (California, USA). *Forest Ecology and Management* 363: 252-266.

Cendrero U., A., 1997. Indicadores de Desarrollo Sostenible para la toma de decisiones. *Naturaleza*. 12. 1997, 5-25.

CONAFOR, 2009. Especificaciones técnicas de métodos de uso de fuego en los terrenos forestales y en los terrenos de uso agropecuario, SEMARNAT, México, D.F.

CONANP, 2009. Guía para la elaboración de un Programa de Manejo Integral del Fuego en Áreas Naturales Protegidas y Regiones Prioritarias para la Conservación. Chiapas, México. 28p.

CONANP, 2011. Estrategias y lineamientos de manejo del fuego en áreas naturales protegidas. México, D.F.

CONANP, 2006. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Sierra San Pedro Martir. 138p.

López-Cedano F., 2009. Propuesta de Zonificación en una unidad de Manejo Forestal: Caso de estudio Ejido Sierra de Juárez, Baja California, México. Tesis de Maestría en Ecosistemas de Zonas Áridas. Universidad Autónoma de Baja California., Baja California, México. 103p.

Martínez-Martínez O. I., 2002. Evaluación de la respuesta espectral post-incendio de la vegetación afectada en la Sierra El Álamo, Santiago, Nuevo León, México. Tesis de Maestría en Ciencias, especialidad en ingeniería ambiental. Instituto Tecnológico y estudios superiores de Monterrey, Monterrey, N.L., México. 89p.

Miguel-Barrera A., 2014 Propuesta de modelo de indicador de Riesgo Espacial de incendios a largo plazo: Caso de estudio Sierra de Juárez. Tesina de Especialidad en Gestión Ambiental.

Morfin-Ríos J. E., E. J. Jardel P., E. Alvarado C. y J. M. Michel-Fuentes. 2002. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales, Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México.

Novo M., 2009: La educación ambiental, una genuina educación para el desarrollo sostenible. Revista de Educación, pp.195-217. Madrid, España.

Rodríguez-Trejo, D.A.R. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. AMBIO 37(7):548-556.

Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2007-2012. CONANP. México, D.F.

SEMARNAT, 2012. Programa de Manejo Parque Nacional Constitución de 1857. 127p.

SEMARNAT, 2007. Incendios forestales, SEMARNAT, México, D.F.

Sepúlveda-Betancurt J., Zuñiga-Castillo W., Olguín-Espinoza M., Gomero-Portilla A. 1999. Implementación de un Sistema de Información Geográfica para la prevención de incendios forestales en Baja California. Campo Experimental Costa de Ensenada, INIFAP y SAGAR. 48p.

Sosa C.V., Cedeño O., Rodríguez E., Martínez R. y Raygoza A. 1999. Incendios Forestales. SEGOB y SEMARNAT, México, D.F.

The Wildland Fire Assesment System: a spatial fuels and fire behavior display system.
www.wfas.net

Mallek, C., H. Safford, J. Viers and J. Miller. 2013. Modern departures in fire severity and area vary by forest type, Sierra Nevada and southern Cascades, California, USA. *Ecosphere* 4(12): 153.

Minnich, R. A., F. Franco-Vizcaino, J. Sosa-Ramirez, and C. Yue-Hong. 1993. Lightning detection rates and wildland fire in the mountains of northern Baja California, Mexico. *Atmosfera* 6: 235-253.

Murphy, K. L., J. M. Klopatek, and C. C. Klopatek. 1998. The effects of litter quality and climate on decomposition along an elevational gradient. *Ecological Applications* 8: 1061–1071.

North, M., B. M. Collins, and S. Stephens. 2012. Using fire to increase the scale, benefits, and future maintenance of fuels treatments. *Journal of Forestry* 110: 392-401.

Olivares Bañuelos, N. y O.M. Angel Vargas Tellez, 2009. Atención de un incendio forestal en la Reserva de la Biósfera Isla Guadalupe. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. PRONATURA NOROESTE A.C. informe final SNIB-CONABIO proyecto No. GR012. México D.F.

Safford, H. D, and J. T. Stevens. In press. Natural Range of Variation (NRV) for yellow pine and mixed conifer forests in the Sierra Nevada, southern Cascades, and Modoc and Inyo National Forests, California, USA. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-____. Pacific Southwest Research Station, Albany, California, US.

- Safford, H. D., J. T. Stevens, K. Merriam, M. D. Meyer, and A. M. Latimer. 2012. Fuel treatment effectiveness in California yellow pine and mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management* 274: 17-28.
- Safford, H. D., and K. M. Van de Water. 2014. Using Fire Return Interval Departure (FRID) analysis to map spatial and temporal changes in fire frequency on National Forest lands in California. USDA Forest Service Research Paper PSW-RP-266., Pacific Southwest Research Station, Albany, California, USA.
- Shlisky, A., J. Waugh, P. Gonzalez, M. Gonzalez, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. Ainuddin Nuruddin, D.A. Rodríguez-Trejo, R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, and D. Zollner. 2007. Fire, ecosystems and people: threats and strategies for global biodiversity conservation. The Nature Conservancy Global Fire Initiative Technical Report 2007-2. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA.
- Skinner C. N., J. H. Burk, M. G. Barbour, F. Franco-Vizcaino, and S. L. Stephens. 2008. Influences of climate on fire regimes in montane forest of north-western Mexico. *Journal of Biogeography* 35:1436-1451.
- Steel, Z. L., H. D. Safford, and J. H. Viers. 2015. The fire frequency-severity relationship and the legacy of fire suppression in California forests. *Ecosphere* 6(1): Article 8.
- Stephens S.L., D.L. Fry, and E. Franco-Vizcaíno. 2008. Wildfire and spatial patterns in forests in Northwestern Mexico: The United States wishes it had similar fire problems. *Ecology and Society* 13 (2):10.
- Stephens S. L., and P. Z. Fulé. 2005. Western pine forests with continuing frequent fire regimes: Possible reference sites for management. *Journal of Forestry*, 103: 357-362.

- Stephens S. L. and S. J. Gill. 2005. Forest structure and mortality in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest in north-western Mexico. *Forest Ecology and Management* 205: 15-28.
- Stephens S. L., J. M. Lydersen, B, M Collins., D. L. Fry and M. D. Meyer. 2015. Historical and current landscape-scale podenrosa pine and mixed conifer forest structure in the Southern Sierra Nevada. *Ecosphere* 6 (5):79.
- Stephens S. L. and L. W. Ruth. 2005. Federal forest-fire policy in the United States. *Ecological Applications*, 15: 532-542.
- Stephens S. L., C. N. Skinner and S. Gill. 2003. Dendrochronology-based fire history of Jeffrey pine - mixed conifer forest in the Sierra San Pedro Mártir, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 33:1090-1101.
- Sugihara, N. G., J.W. van Wagtendonk, K.E. Shaffer, J. Fites-Kaufman, and A. E. Thode, editors. 2006. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Torres-Rojo J.M., Magaña-Torres O.S., Ramírez-Fuentes G.A. 2007. Índice de peligro de incendios forestales de largo plazo. *Agrociencia*. 41(6):663-674
- Trejo, D. A. R. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *AMBIO* 37(7): 548-556.
- Thorne R.F., R.V. Moran, and R. A. Minnich. 2010. Vascular plants of the high Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico: an annotated checklist. *Aliso* 28:1-57.
- van Wagtendonk, J.W., and J. Fites-Kaufman. 2006. Sierra Nevada Bioregion. Pages 264–294 in: Sugihara, J.W. van Wagtendonk, K.E. Shaffer, J. Fites-Kaufman, and A.E. Thode, editors. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley, California, USA.

Van de Water, K., and H. Safford. 2011. A summary of fire frequency estimates for California vegetation before Euro-American settlement. *Fire Ecology* 7(3): 26-58.

CONCLUSIONES GENERALES

La información generada en los últimos tres años en este y otros trabajos paralelos en el PNSSPM deben tomarse en cuenta para la actualización del Programa de Conservación y Manejo del PNSSPM y la base de manejo de fuego de este sitio de gran importancia ecológica y de diversidad regional.

El PNSSPM es un ecosistema complejo que debe ser estudiado desde varias disciplinas, no obstante por ser un ecosistema dependiente del fuego es necesario que para la toma de decisiones se consideren los trabajos realizados en la zona que contengan información sobre la ecología del fuego y sus impactos en la estructura del bosque.

Los bosques de coníferas generan registros anuales (anillos de crecimiento) que permiten interpretar datos meteorológicos y establecer incrementos de madera para su aprovechamiento. Los eventos de escala de tiempo mayor a un año, como las sequías, plagas e incendios construyen la diversidad estructural y de especies en estos ecosistemas, por lo tanto, es importante comprender mejor estos disturbios o procesos ecológicos para modificar los planes de manejo y evitar prácticas de suspensión que se aplica de igual manera en todos los tipos de vegetación y en cualquier época del año.

El PNSSP es uno de los pocos ecosistemas que todavía conservan atributos y procesos ecológicos que es reconocido a nivel internacional y debe servir de referencia en bosques semiáridos que han sido transformados profundamente. Actualmente las prácticas de supresión de fuego por relámpagos y la poca actividad de fuego previa a la década de los setentas, incrementan el riesgo de un incendio de alta severidad por acumulación de combustibles vivos y muertos en algunas unidades de manejo de fuego.

La comparación del PNSSP con los otros parques donde la especie dominante es pino Jeffrey, son una referencia de los cambios que se presentan en áreas relativamente cercanas, pero con un impacto importante en su estructura, promovida principalmente por la actividad de hombre desde la llegada de los primeros Euro-Americanos

El tener información de historia de fuego en un bosque poco perturbado nos ayudará a explicar mejor como el bosque tiene esa elasticidad, al tener periodos largos de ausencia de fuego y mantener su resiliencia hasta el día de hoy. Este sitio por estar en el extremo de la PFC nos puede ayudar a entender posibles escenarios de vegetación mejor adaptada a altas temperaturas y menor precipitación

El modelo de riesgo para el PNSSPM es una primera fase de un Programa de Manejo de Fuego, el mejorar las variables y datos deben ser considerados los manejadores en la incorporación y adquisición de equipo a partir de priorizando las necesidades en el corto y mediano plazo, junto con la continua preparación del personal para comunicar y transmitir la información al visitante, que propicie un cambio en la percepción del fuego, y también el continuar trabajando con otras instituciones de educación, gobierno y privadas.