



**Conservación de la cobertura vegetal en Maderas del Carmen Coahuila,
análisis multitemporal con índice SAVI**

**Conservation of vegetation coverage in Maderas del Carmen, Coahuila,
multitemporal analysis using SAVI index**

Mario Alberto García Aranda¹, Antonio Moreno Talamantes², Jaime Sánchez Salas^{1*}, Gisela Muro Pérez¹, Dino Ulises González Uribe³, Jonás Adán Delgadillo Villalobos⁴

Fecha de recepción/Reception date: 26 de julio de 2021

Fecha de aceptación/Acceptance date: 20 de abril de 2022

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez del Estado de Durango. México.

²Especies, Sociedad y Hábitat, A. C. México.

³Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. México.

⁴Naturaleza sin Fronteras. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: j.sanchez@ujed.mx

Resumen

Se analizaron evidencias de manejo en la cobertura vegetal, a partir de valores del Índice de Vegetación Normalizado de Suelo (SAVI) en terrenos privados y comunales de las áreas naturales protegidas Maderas del Carmen y Ocampo; los índices se generaron de tres imágenes de satélite *Landsat* de 1985, 2001 y 2019; los valores del índice se capturaron en áreas de bosque, matorral y pastizal de clasificaciones supervisadas obtenidas con áreas de entrenamiento usando las series II, IV y VI de Uso de Suelo y Vegetación de Inegi; y se agregó el factor manejo del recurso procedente de mapas prediales. En una red de puntos espaciada a 500 m dentro del área, se capturó la presencia de bosque, matorral y pastizal; la intensidad de manejo en terrenos privados (conservación y con manejo), así como terrenos comunales con manejo, además del valor del índice SAVI de tres fechas; con ello, se generó una base de datos para el análisis del comportamiento del índice (cobertura vegetal). Las pruebas de *Chi* cuadrada no detectaron una distribución normal. La varianza del índice se realizó por ecosistema y el factor de manejo (intensivo, moderado y de conservación). Los resultados indicaron diferencias significativas en la prueba *H* no paramétrica de *Kruskal Wallis* ($\alpha > 0.95$, $Z = 2.394$ valor crítico) en las tres fechas para todos los ecosistemas e intensidades de manejo. En bosques y pastizales los terrenos bajo manejo de conservación registraron los valores más altos de Índice de Vegetación; y en matorrales correspondió a los sitios de manejo moderado.

Palabras clave: Conservación, índice SAVI, Maderas del Carmen, manejo, multitemporal, Ocampo.

Abstract

Evidences of vegetation coverage management were analyzed according to Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) values in private and communal lands of the *Maderas del Carmen* and *Ocampo* Natural Protected Areas; the index values were generated from three *Landsat* satellite images of 1985, 2001 and 2019. The data index values were acquired from forests, scrublands, and grasslands from supervised classified maps generated with training areas, from *Inegi* vegetation and land use map series II, IV and VI, adding resources management intensity as a factor derived from property maps. A shapefile point network of the study area, with 500 m of separation, was created in order to capture the values of presence of forest, scrubland, or grassland ecosystems; the management intensity (Private lands with conservation, private lands with management, and communal lands with management) and the SAVI values from the three dates generated a database used to analyze the index values (vegetation coverage)

through time. Normality tests were made in the database; no normal distribution was detected on them. The variance of the index was calculated by ecosystem and management factor (intensive, moderate and conservation). The results of the non-parametric H Kruskal Wallis tests indicated significant differences ($\alpha > 0.95$, $Z = 2.394$ critical value) on the three dates for all the ecosystems and management intensities. In the forests and grasslands, the private lands under conservation management exhibited the highest vegetation index values, while in the scrublands, the highest values corresponded to lands with a moderate management.

Key words: Conservation, Index SAVI, *Maderas del Carmen*, forest management, multitemporal, *Ocampo*.

Introducción

La región de Maderas del Carmen es una zona protegida declarada desde 1994, como montaña isla representa un importante corredor biológico para diversas especies migratorias (Miller *et al.*, 2018); en ella existen comunidades vegetales de tipo relicto que representan un refugio para diversos taxones endémicos (Semarnat y Conanp, 2013). Se localiza en el extremo suroriental de la ecorregión del Desierto Chihuahuense, su territorio tiene serranías aisladas de la ecorregión de bosques de pino y encino de la Sierra Madre Oriental (INEGI, Conabio e INE, 2008).

El monitoreo de la cobertura vegetal en grandes extensiones, actualmente, puede hacerse de manera rápida utilizando técnicas de percepción remota, herramientas importantes para realizar estimaciones en fracciones de la vegetación sobre grandes superficies (Barati *et al.*, 2011; Hansen *et al.*, 2013); también se utilizan en análisis multitemporales para monitoreo de cambios en la cobertura vegetal (Alencar da Silva *et al.*, 2019); en monitoreo de incendios para generar mapas de riesgo (Brondi *et al.*, 2016). Asimismo, los índices de vegetación, como el NDVI, son útiles en la detección de las condiciones de hábitat particulares con las que se infiere sobre el movimiento de animales silvestres herbívoros (Pettorelli *et al.*, 2011); el índice ajustado de suelo (SAVI) se usa en zonas semiáridas a escala regional, ya que permite detectar cambios en las comunidades vegetales sobre múltiples años, en los cuales las diferencias en la estacionalidad de la vegetación y suelos suelen minimizarse (White y Swint, 2014).

Los índices de vegetación de tipo espectral: Radio Simple (RS), Diferencia Normalizada de Vegetación (NDVI) y el SAVI marcan una buena correlación con los cambios en la vegetación, como el Índice de Área Foliar (White y Swint, 2014); a su vez, los índices de la vegetación tienen importancia en la derivación de parámetros como el porcentaje de cobertura vegetal (Gonzaga, 2015).

La cobertura forestal y su degradación se han monitoreado en series de tiempo, mediante índices de vegetación (Schultz *et al.*, 2018). El objetivo del presente estudio fue detectar diferencias en la cobertura vegetal de la sierra, lomeríos y llanos que conforman la región de Maderas del Carmen, Coahuila durante las últimas décadas, en tres de sus principales ecosistemas sujetos a diferente intensidad de manejo; el análisis se hizo considerando un monitoreo de valores del índice de vegetación SAVI en cada ecosistema.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

La investigación se llevó a cabo en el área ubicada entre las áreas naturales protegidas Maderas del Carmen y Ocampo, ambas incluidas en la categoría de Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) (Conanp, 2016); el área de estudio abarca parte de los municipios Acuña, Múzquiz y Ocampo al noroeste del estado de Coahuila (Figura 1).

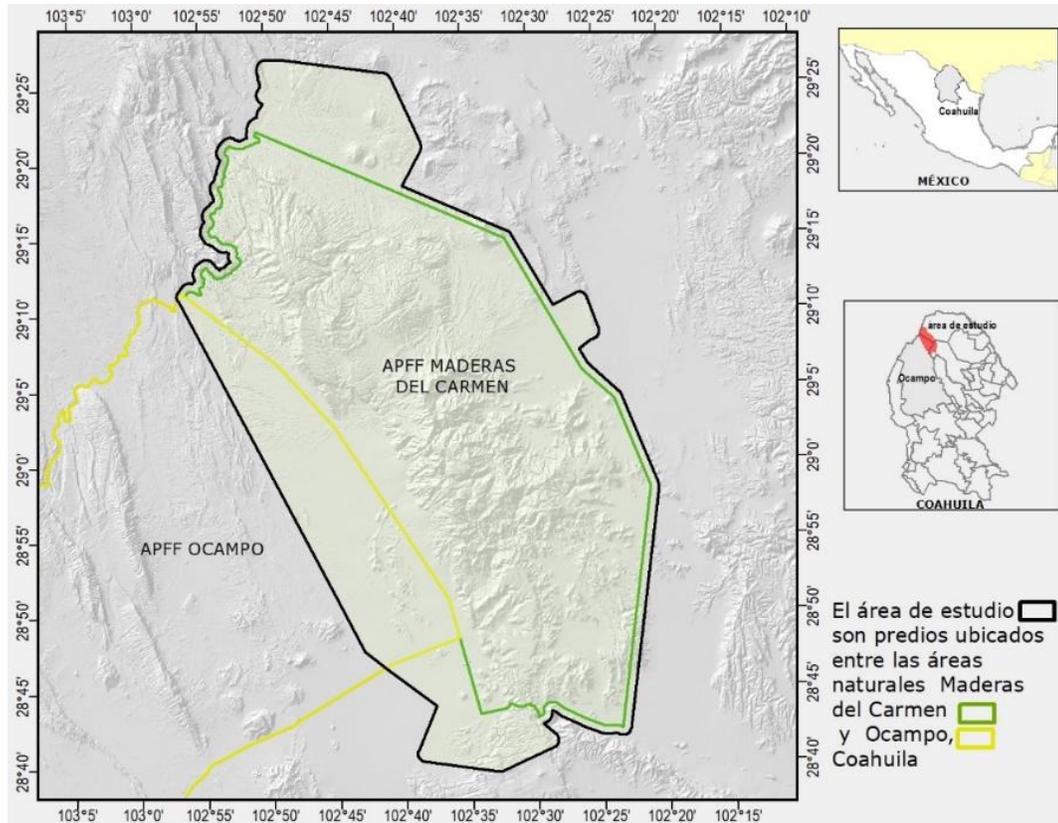


Figura 1. Ubicación del área de estudio en las APFF Maderas del Carmen y Ocampo, Coahuila.

Adquisición y procesamiento de imágenes de satélite

En la plataforma *Global Visualization* del Servicio del Interior de los Estados Unidos de América (GloVis, 2005) se localizaron y descargaron imágenes de satélite disponibles del programa *Landsat* correspondientes a los años 1985, 2001 y 2019; adicionalmente, se obtuvieron otras de 1986, 2002 y 2020; todas en resolución espacial de 30 por 30 m. Además, se incorporaron imágenes de la temporada de lluvias que incluyeron las bandas roja e infrarroja: b3 y b4 *Landsat* 5 de 1980 y *Landsat* 7 de inicios de 2000; b4 y b5 de *Landsat* 8 de 2019 que reunieran las siguientes características: el menor porcentaje de

nubosidad posible y sin barridos por defecto del sensor remoto, lo anterior para confirmar tendencias gráficas en el índice que se calculó, y buscar inconsistencias o falta de datos para la temporada de lluvias entre agosto y octubre.

La selección de la temporada del año de las imágenes se hizo esperando la máxima respuesta espectral producto del crecimiento anual de la vegetación. También, se consultó la base de datos *WorldClim* 2.1 de datos climáticos mensuales históricos de 1970-2000 (Fick y Hijmans, 2017); las variables utilizadas fueron temperatura media mensual (°C) y precipitación mensual (mm).

Con base en este análisis, se seleccionaron las fechas del 24 de septiembre de 1985, 14 de octubre de 2001 y 8 de octubre de 2019; a todas las bandas se les aplicó una corrección atmosférica; se crearon imágenes compuestas que incluyeron las bandas de rojo e infrarrojo cercano de acuerdo a la plataforma y sensor de cada imagen. A partir del archivo predial de la región, se eligieron los predios ubicados en las APFF Maderas del Carmen y Ocampo con la finalidad de generar un polígono del área de interés, en el cual se generó un búfer de 1 000 m para hacer recortes de las tres imágenes satelitales (Figura 1).

Clasificaciones supervisadas

En función de la diferencia en el tiempo transcurrido entre las tres imágenes y para generar áreas de entrenamiento en las clasificaciones de tipo supervisado, se utilizaron como base y referencia las cubiertas vectoriales temáticas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi) referentes al Uso de Suelo y Vegetación (1:250 000) para la selección de polígonos muestra como firmas espectrales de los diferentes tipos de vegetación o ecosistemas; la serie II para la imagen de 1985, la serie IV para la de 2001 y la serie VI para las zonas de entrenamiento de la imagen de 2019. Los tipos de uso de suelo y vegetación correspondieron a las series Inegi: bosques (todas sus variantes y combinaciones, incluso la condición chaparral), matorrales tipo micrófilo y rosetófilo,

pastizales (naturales, inducidos y halófilos), superficie rocosa (roca madre y aluvial) y superficie con agua (ríos permanentes y pequeñas represas).

Se realizaron recodificaciones a nivel ecosistema para obtener zonas de bosque, matorral y pastizal. La codificación de polígonos muestra utilizados como firma espectral se usó en los procesos de clasificación digital. Se empleó el módulo Clasificación de imagen *ArcGIS* 10.8.1 de *ESRI*® 2020 para clasificar las tres imágenes con el método de Clasificación Supervisada de Máxima Verosimilitud; para ello, se editó y usó un conjunto de firmas espectrales único para cada fecha procesada.

Procesos posclasificación

Una vez generada la clasificación y el mapa de uso de suelo y vegetación en cada fecha, el cual conserva los nombres de clase inicialmente asignados provenientes de las áreas de entrenamiento, se procedió a la validación visual de las clases originales con *Google Earth Pro* y con dos visitas al área de estudio durante el verano del 2020; además de un conocimiento personal previo del sitio desde el año 2000. Se vectorizaron los resultados para generar *shapefiles* que conservaran un campo con el nombre de la clase usada como entrenamiento. Campos adicionales con el nombre y el ecosistema hicieron posible una revisión y una reclasificación, en la cual las firmas espectrales generadas fueron recodificadas a los tipos de uso de suelo y vegetación creados de acuerdo a las clases asignadas.

Una vez validados los tipos de vegetación y ecosistemas en cada fecha, se analizaron los tres ecosistemas dominantes en cobertura a nivel paisaje en la zona y se calcularon las superficies en kilómetros cuadrados en las tres fechas, para analizar los cambios entre 1985, 2001 y 2019.

Con el fin de asegurar el registro de los valores del índice de vegetación calculado para todos los ecosistemas a lo largo del tiempo considerado, a través de un geoproceto se

interceptaron los tres mapas de vegetación para localizar aquellas áreas con permanencia de los tres tipos de vegetación de mayor distribución: bosques, matorrales y pastizales, con ello se hizo el registro de los valores calculados del índice SAVI entre 1985 y 2019; lo anterior permitió registrar el cambio de los valores en el periodo y realizar una interpretación de su cobertura.

Uso del índice SAVI

En cada imagen original recortada a los límites del área de estudio, las bandas de R (rojo) e IRC (infrarrojo cercano) de cada fecha se usaron en la generación del índice SAVI, mediante el módulo de Álgebra de Mapas en *Quantum GIS*® 3.16 (QGIS Development Team, 2020), se generaron los índices de vegetación para cada imagen del satélite (*Landsat 1, 2, 5* u 8 según la fecha) y número de la banda (*b*) del espectro electromagnético correspondiente a las bandas rojo (*R*) e infrarrojo cercano (*IRC*) para formular el Índice de Vegetación Ajustado de Suelo. A cada fecha en las imágenes se le aplicó la Fórmula (1) para generar su índice y calcular un valor de índice por fecha, respectivamente.

$$SAVI = \frac{(IRC-R)}{(IRC+R+L)} * (1 + L) \quad (1)$$

Donde:

R = Banda del rojo.

IRC = Banda del infrarrojo cercano.

L = Valor constante de 0.5 para suelos en vegetación considerando un clima semiárido y templado en la región (White y Swint, 2014).

Tipos de vegetación (ecosistema) clasificados y predios con diferente intensidad de manejo en el área de estudio

La superficie total analizada fue de 2 800 km²; de ella, 50.8 % tiene diversas actividades de manejo, mientras que el restante 49.2 % ha estado bajo conservación desde el año 2000. Aunque existe un antecedente detallado de clasificación de la vegetación (Muldavin *et. al.*, 2004) que considera hasta 33 asociaciones vegetales agrupadas en cinco comunidades; para la simplificación del presente estudio en cuanto al análisis de los tipos de vegetación, y dado que se considera que existe una mayor diferencia en la respuesta espectral al aumentar la cobertura a nivel de ecosistema, los resultados de cada clasificación se basaron en la ubicación de áreas de entrenamiento usadas como muestra de los principales ecosistemas existentes en la zona de acuerdo a las series II y VI de Uso del Suelo y Vegetación de Inegi (INEGI, 2001; INEGI, 2016), en las que se identificaron seis usos de suelo y vegetación, algunos en condición secundaria verificados a través de visitas a campo y *Google Earth*, mediante observación directa de los polígonos de las áreas de entrenamiento.

Como posproceso se eliminaron todos los polígonos menores a 10 000 m² (1 ha) para evitar el efecto "sal y pimienta"; posteriormente, los polígonos se reclasificaron a tres grandes ecosistemas generalizados. En los mapas reclasificados y vectorizados, resultado de las clasificaciones, se reconocieron los tres ecosistemas más extensos y generalizados: bosques, matorrales y pastizales.

Finalmente, basados en un archivo vectorial con los límites prediales de la zona y la consulta del régimen de propiedad, se reconocieron zonas con manejo comunitario ejidal, áreas privadas con manejo ganadero y terrenos privados sin ganado con vocación de conservación desde el año 2000. Para su registro, se agregó a la base un campo con el tipo de manejo en el que se separaron por intensidad de uso. El tipo de manejo fue capturado

en el archivo predial e intersectado con los polígonos de ecosistemas en cada una de las tres fechas analizadas, de manera que se generaron mapas con ecosistemas y tipo de manejo para 1985, 2001 y 2019.

Captura de valores del índice SAVI por ecosistema y régimen de manejo

Dentro del área de distribución de los tres ecosistemas clasificados se realizó un archivo *shapefile* de tipo puntual en patrón cuadricular, sistemáticamente separados cada 500 m con el módulo *Repeating Shapes* para *ESRI* (Jenness, 2012). Con el *shapefile* creado se capturaron los valores del índice *SAVI* correspondientes a las tres fechas analizadas, además de conservar el registro del ecosistema y el régimen de manejo, para ello se utilizó el módulo *Extract Multivalues to Point* de *ArcGIS* 10.8 (ESRI, 2020). De esta forma, se generó una base de datos de 22 250 registros con la coordenada UTM de cada registro puntual en el área de estudio. El arreglo de la base se organizó con valores de índice *SAVI* en tres fechas como variable principal, y los factores ecosistema (áreas de bosque, matorral y pastizales) y un factor de manejo (áreas de conservación, zonas privadas con manejo tradicional y zonas de uso ejidal con aprovechamientos extensivos). El esquema metodológico se describe en las figuras 2a y 2b.

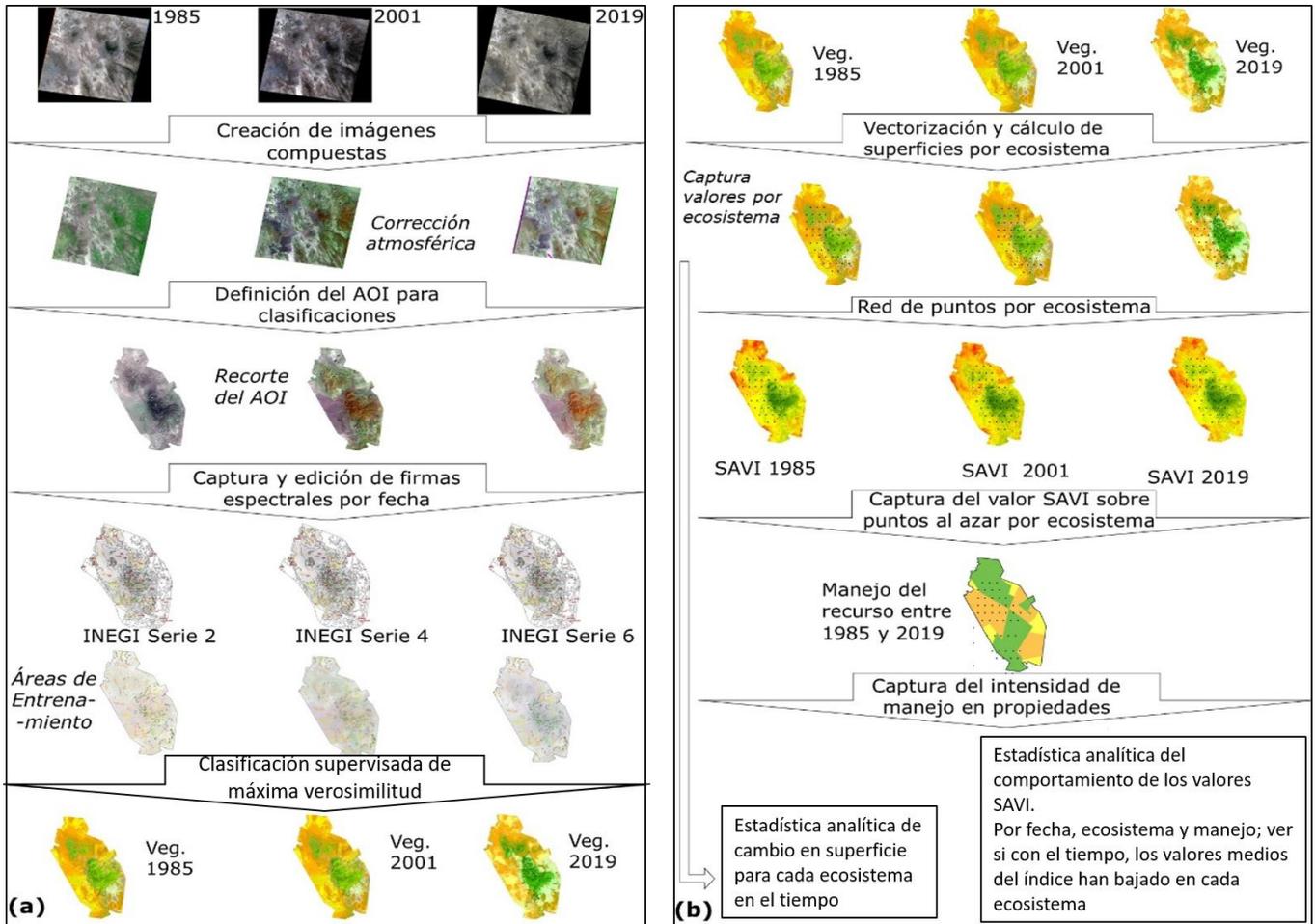


Figura 2. (a) Esquema metodológico de preproceso y clasificación digital de imágenes *Landsat* del área de estudio, adquisición, corrección atmosférica, recorte, imágenes compuestas, áreas de entrenamiento y clasificación supervisada; (b) Verificación y recodificación de clases por ecosistema, y generación de red de puntos para captura de estos valores y factores ecosistema y manejo.

Análisis estadístico de los datos

La base de datos resultante se convirtió a un archivo en formato vectorial DBF del *shapefile* al formato de *Excel*. Cada una de las columnas se identificó con un nombre representativo, mediante filtrados se llevó a cabo la separación de los datos por ecosistema para analizarlos, y se dejó como factor de análisis de comparación la intensidad de manejo por ecosistema en bases de datos separadas por fecha, para hacer pruebas de normalidad. Los valores de la media por ecosistema y fecha se graficaron para observar la tendencia en relación al tiempo. Se hicieron pruebas de normalidad con la prueba de *Chi Cuadrada de Pearson* con *R Commander de R*® (Fox, 2020) para datos *SAVI* de ecosistemas y manejo en las tres fechas. Una vez que no se observó normalidad en la distribución de los datos para el análisis de la varianza, se utilizó la prueba *H de Kruskal Wallis* para determinar diferencias entre las medias de cada intensidad de manejo en los tres ecosistemas y las tres fechas con el paquete *Statistix 8.1* (Statistix, 2003).

Se concentraron los resultados por ecosistema y fecha para analizar diferencias entre las medias de cada intensidad de manejo por ecosistema y determinar en cuál existía mayor cobertura, basados en el valor medio del índice.

Resultados

Análisis espacial de ecosistemas y tendencias entre 1985 y 2019

De acuerdo con los resultados de la clasificación supervisada y recodificada a nivel ecosistemas, de los tres principales en la zona, los bosques han tenido una reducción espacial de poco más de 300 km² entre 1985 y 2019. Los espacios de matorral han permanecido con cambios menores, cuya disminución fue de aproximadamente 4 km² entre

1985 y 2019. En cambio, los pastizales se han incrementado en casi 3 600 km² en un periodo de 34 años (Figura 3a).

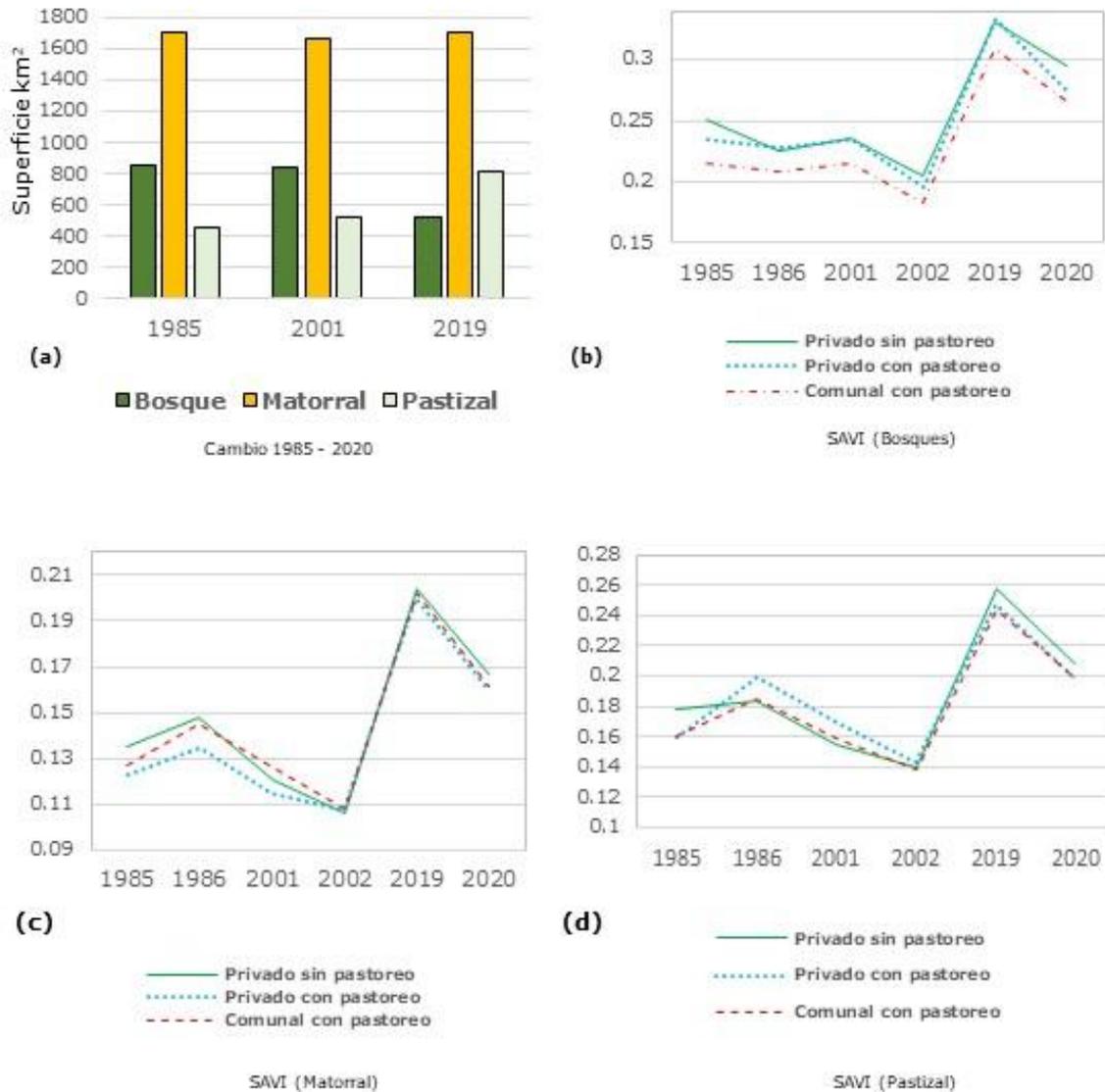


Figura 3. (a) Análisis de cambio en bosque, matorral y pastizal; valores del índice de vegetación SAVI promedio entre 1985 y 2020 bajo tres intensidades de manejo del recurso; (b) Bosques; (c) Matorral; (d) Pastizal.

Tendencias en valores del índice SAVI

Los valores promedio del índice SAVI calculados para zonas de bosque indicaron a partir de 1985 un descenso gradual hasta 2002, cuando comienza a recuperarse el valor hasta el 2020; para las áreas privadas de manejo dedicado a la conservación, los valores fueron mayores siempre; mientras que, los terrenos privados con manejo presentaron valores intermedios. Finalmente, los espacios de manejo ejidal registraron los menores valores del índice en todas las fechas (Figura 3b).

Desde 1985 en espacios de matorral, se observó una tendencia de disminución gradual hasta 2002, con un incremento en 2019; a los terrenos con manejo de conservación correspondieron los valores más altos a inicio del período y hacia el final, con cifras similares en los años 2002 y 2019; los predios privados con manejo registraron los valores más bajos durante toda la etapa analizada; mientras que los terrenos de manejo comunitario tuvieron valores intermedios entre los terrenos particulares y los espacios con estatus de conservación (Figura 3c).

Los espacios de pastizal registraron una tendencia similar a los bosques y matorrales, con disminución de valores gradual entre los años 80 y principios del siglo XXI, con un incremento posterior al año 2002. En este ecosistema, los terrenos dedicados a la conservación no tuvieron valores de índice más altos, a partir del 2002 se obtuvieron los valores promedio mayores hasta 2020. En pastizales, los terrenos privados con manejo registraron los índices SAVI más altos, para finalizar los últimos 20 años con valores intermedios. Por último, los espacios con manejo comunal tuvieron una constante general de índices de vegetación bajos con una similitud a inicios de 2001 a 2002, y en los años finales del estudio fueron los terrenos con el índice SAVI más bajo entre los diferentes predios (Figura 3d).

Pruebas de normalidad en datos

En las fechas analizadas, los valores SAVI entre 1985, 2001 y 2019, para los tres ecosistemas principales, todas las medias arrojaron valores de probabilidad menores a los valores P de la *Chi* cuadrada de *Pearson* calculados para bosques (41.6-105.3), en matorral (431.9–2 078) y en pastizales (231.9–2 342); es decir, no existió normalidad en la distribución de los datos (con p entre 0.032 a $2.2e^{-16}$).

Factor manejo en el ecosistema bosque

De acuerdo con el análisis de varianza en la prueba no paramétrica H de *Kruskal-Wallis*, en 1985 hubo diferencias significativas ($\alpha=0.05$; valor crítico $Z=2.394$) entre terrenos privados con manejo de conservación, terrenos privados con manejo y terrenos ejidales. Los primeros fueron los de valor mayor, seguidos por los privados con manejo, y los ejidales registraron el menor índice promedio. Para 2001, hubo diferencias entre los terrenos privados en conservación y con manejo con los terrenos de manejo comunitario ($\alpha=0.05$, valor crítico $Z=2.394$); los de manejo comunitario presentaron el menor índice. En 2019, tanto los terrenos privados con manejo como los de conservación fueron diferentes a los terrenos ejidales de acuerdo a la prueba H ($\alpha=0.05$, valor crítico $Z=2.394$); el menor valor correspondió a los de manejo comunitario (Cuadro 1).

Cuadro 1. Comparación de medias en valores *SAVI*, *H Kruskal Wallis* ($\alpha=0.05$) en tres intensidades de manejo de tres ecosistemas del área de estudio de 1985 a 2019.

Ecosistema /Manejo	1985			2001			2019		
	Privado conserv.	Privado manejo	Manejo comunitario	Privado conserv.	Privado manejo	Manejo comunitario	Privado conserv.	Privado manejo	Manejo comunitario
Bosque	A	B	C	A	A	B	A	A	B
Matorral	A	B	C	B	C	A	A	A	A
Pastizal	A	B	B	C	A	B	A	B	B

Misma letra muestra igual significación estadística.

Factor manejo en el ecosistema matorral

Para las áreas de matorral, el análisis de varianza en la prueba no paramétrica *H* de *Kruskal-Wallis* de 1985 indicó diferencias significativas ($\alpha=0.05$; valor crítico $Z=2.394$) entre terrenos privados con manejo de conservación, terrenos privados con manejo y terrenos ejidales; de ellos, los primeros fueron los de valor mayor, seguidos por los privados con manejo y en los ejidales se estimó el menor valor de índice promedio (Cuadro 1). En el año 2001 persistieron las diferencias significativas ($\alpha=0.05$, valor crítico $Z=2.394$) entre los tres tipos de manejo; los terrenos con valores mayores fueron los de manejo comunitario, seguidos por los terrenos privados con manejo de conservación, y los terrenos particulares con manejo fueron los de menor valor promedio. En 2019, se presentó un cambio y no se registraron diferencias significativas entre las intensidades de manejo para el matorral ($\alpha=0.05$, valor crítico $Z=2.394$) (Cuadro 1).

Factor manejo en el ecosistema pastizal

En los espacios de pastizal en 1985, el análisis de varianza de la prueba no paramétrica *H* de *Kruskal-Wallis* para 1985 evidenció diferencias significativas ($\alpha=0.05$; valor crítico $Z=2.394$) entre terrenos privados con manejo de conservación y los terrenos privados con manejo y los ejidales; los primeros fueron los de valor mayor, seguidos por los privados con manejo y los ejidales tuvieron el menor índice promedio (Cuadro 1). Para el año 2001 hubo diferencia significativa entre las tres intensidades de manejo según la prueba *H Kruskal Wallis* ($\alpha=0.05$; valor crítico $Z=2.394$); en este caso, los terrenos privados con manejo presentaron el valor mayor, seguidos por los ejidales; mientras que los terrenos dedicados al manejo en conservación registraron el índice más bajo (Cuadro 1). En el año 2019, la situación cambió debido a que se obtuvieron diferencias significativas según la prueba *H* ($\alpha=0.05$; valor crítico $Z=2.394$); las áreas con manejo de conservación registraron el valor más alto, seguidas por los terrenos privados con manejo y los terrenos de manejo comunitario que se igualaron estadísticamente por debajo de los primeros (Cuadro 1).

Discusión

La fecha seleccionada para clasificación y el mapeo de los ecosistemas (septiembre-octubre) resultó adecuada, a pesar de la época lluviosa en esta zona montañosa y de laderas, ya que las imágenes presentaron de baja a nula nubosidad, además expresaron el crecimiento del follaje como respuesta a la precipitación recibida en esa etapa del año y meses correspondientes a la temporada de lluvias.

El índice de vegetación utilizado (*SAVI*) fue mejor que el cálculo de *NDVI*, ya que en otros estudios se indica que para suelos claros y secos el *NDVI* muestra 28 % de error y *SAVI* 12 %, con aproximadamente 50 % de la superficie cubierta con matorral y 20 % de pastizal; es decir, ecosistemas desérticos con suelos claros y secos (Gonzaga, 2015; Vani y Mandla, 2017). Por otro lado, algunos índices ajustados de suelo como *SAVI* tienen precisiones similares a los *NDVI* (Barati et al., 2011).

El ecosistema de bosques presentó una disminución espacial en su superficie, las áreas arboladas para los años ochenta se estimó que cubrían más de 800 km² y en los años recientes ocupaban 527 km²; este ritmo de pérdida no responde tanto a los aprovechamientos forestales, los cuales no se permiten desde antes de los años 90 (Semarnat y Conanp, 2013). En el APFF Ocampo, el aprovechamiento forestal es de autoconsumo (Semarnat y Conanp, 2015), por lo que los cambios pueden deberse a incendios recurrentes en la zona (Brondi *et al.*, 2016) que han propiciado el cambio de bosques de pino o pino-encino hacia encinares bajos algo abiertos (Alanís *et al.*, 2014) por equivalentes al chaparral en la clasificación de Inegi, que en las partes altas luego se integran a zonas de pastizal y a matorrales rosetófilos en las partes más bajas.

De acuerdo a los valores del índice de vegetación, los sitios más conservados se ubicaron en terrenos privados con manejo de conservación, ya que tienen valores SAVI más altos ($\mu=0.206-0.331$); son espacios donde se evita al máximo el pastoreo por lo bajo porque afecta el desarrollo del renuevo de arbolado; caso contrario a los terrenos privados de bosque donde hay manejo y se observan valores intermedios del índice de vegetación ($\mu=0.196-0.332$), y es más evidente la degradación de coberturas en los terrenos de manejo comunitario ($\mu=0.183-0.308$).

Las áreas del ecosistema de matorral registraron pocos cambios espaciales en el período analizado; espectralmente en relación a los valores de índice SAVI en áreas de manejo con conservación fue de $\mu=0.106-0.203$; en los espacios privados con manejo del recurso de $\mu=0.108-0.2$, valores un poco más altos que los registrados en las áreas de conservación; mientras que los terrenos de uso comunitario ($\mu=0.108-0.202$) tuvieron valores muy cercanos.

Los terrenos con ecosistema de pastizal evidenciaron un incremento en superficie, posiblemente debido a los cambios en degradación en la zona de borde con bosques y matorrales; en terrenos privados con conservación, los valores del índice fueron de $\mu=0.14-0.358$, que indican mayor cobertura; para los terrenos particulares con manejo de

$\mu=0.143-0.247$, ligeramente bajo. Finalmente, en los terrenos comunitarios se calculó una $\mu=0.138-0.243$ que corresponde con una cobertura vegetal ligeramente menor. Los intervalos en que se establecen los valores de SAVI en los tres ecosistemas analizados son muy estrechos, aun dentro de las distintas intensidades de manejo dentro de cada ecosistema. Grandes superficies de diferentes ecosistemas y usos de suelo en los cuales se pretenda monitorear la cobertura vegetal, requieren índices de vegetación en series de tiempo específicos y modelos de calibración individuales (Schultz *et al.*, 2018).

Las tendencias observadas, de acuerdo con las comparaciones de medias (Cuadro 1), indican que durante toda la etapa del análisis para zonas de bosque correspondientes a terrenos privados con uso de conservación tienen los valores de índice vegetación más altos. La misma situación se observa en los ecosistemas de matorral y pastizal, con un cambio a finales del siglo XX, cuando no se registran valores del índice de vegetación altos, los cuales se igualan con los de terrenos privados que tienen aprovechamientos, pero recuperan la mejor condición para 2019 y 2020. Tales tendencias de cambio hacia degradación o recuperación de la cubierta vegetal por el efecto del manejo se han detectado bajo el monitoreo de valores de índices de la vegetación (Vani y Mandla, 2017; Xiao *et al.*, 2017).

Conclusiones

Los valores del índice SAVI indican un cambio en la cobertura vegetal, efecto que se refleja en la cantidad de suelo desnudo presente en cada comunidad, aunado a la intensidad de manejo; lo anterior se observa principalmente en el ecosistema de bosque, el cual se ha reducido en los últimos años.

Las zonas de bosque en Maderas del Carmen tienen un ritmo de pérdida gradual de cobertura, reflejado históricamente en los valores de índice de vegetación hasta finales de siglo XX, y que presentan un proceso de conservación marcado, principalmente, en terrenos privados dedicados a su conservación desde el año 2002.

En las áreas de matorral no se observa una disminución espacial significativa en el tiempo, aunque sus valores promedio del índice *SAVI*, y por tanto de cobertura, están por debajo de las áreas con pastizal. El ecosistema de matorral y los terrenos dedicados a la conservación tienen valores promedio más altos que corresponden a una cobertura de suelo mayor que otros matorrales en zonas de manejo comunitario ejidal y particulares bajo manejo.

En los espacios del ecosistema de pastizal hay un incremento de superficie geográfica en años recientes, y los terrenos privados continuamente han tenido mayor valor promedio en el índice de vegetación que el estimado en los terrenos comunales. En el 2002, los terrenos privados dedicados a conservación mejoran su cobertura respecto al resto de las áreas con manejo; lo anterior se evidencia en los valores más altos de *SAVI* observados en los últimos 20 años.

Agradecimientos

A Naturaleza sin Fronteras A. C., por las facilidades en las visitas a campo y el uso de las instalaciones de la Reserva El Carmen, sitio de la investigación entre 2020 y 2021. A la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango *campus* Gómez Palacio, por ser la Institución de apoyo para la investigación.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Mario Alberto García Aranda: planteamiento del tema de investigación, procesamiento de imágenes y análisis geográfico de los datos; Antonio Moreno Talamantes: clasificación

digital de imágenes *Landsat*; Jaime Sánchez Salas: análisis de datos y redacción de manuscrito; Gisela Muro Pérez: revisión de reglas editoriales y redacción de documento; Dino Ulises González Uribe: análisis estadístico de base de datos; Jonás Adán Delgadillo Villalobos: supervisión de campo y redacción de manuscrito.

Referencias

Alanís R., E., J. Jiménez P., M. A. González T., E. J. Treviño G., O. A. Aguirre C., J. I. Yerena Y. y J. M. Mata B. 2014. Efecto de los incendios en la estructura del sotobosque de un ecosistema templado. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(22):74-85. Doi: [10.29298/rmcf.v5i22.351](https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i22.351).

Alencar da Silva, A., K. M., M. C. Parodi D., R. Silva. N. y D. Opazo A. 2019. Variabilidad espacial y temporal de la cobertura vegetal de los años 1984 a 2011 en la Cuenca hidrográfica del Río Moxotó, Parnambuco, Brasil. *Diálogo Andino* 58:139-150. Doi: [10.4067/S0719-26812019000100139](https://doi.org/10.4067/S0719-26812019000100139).

Barati, S., B. Rayegani, M. Saati, A. Sharifi and M. Nasri. 2011. Comparison the accuracies of different spectral indices for estimation of vegetation cover fraction in sparse vegetated areas. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences* 14(1):49-56. Doi: [10.1016/j.ejrs.2011.06.001](https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2011.06.001).

Brondi R., N. F., F. X. Lasso G. y A. Espinosa T. 2016. Mapeo del índice de peligro de incendio forestal en el bosque de coníferas del Área Natural Protegida de Flora y Fauna: Maderas del Carmen, Coahuila. *Industrial Data* 19(1):78-88. Doi: [10.15381/idata.v19i1.12540](https://doi.org/10.15381/idata.v19i1.12540).

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2016. Áreas protegidas decretadas. Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Descarga en: Regionalización (172), Bióticas (69). (fecha de consulta 3 de mayo de 2021).

Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2020. ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA., USA.

Fick, S. E. and R. J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12):4302-4315. Doi: [10.1002/joc.5086](https://doi.org/10.1002/joc.5086).

Fox J. 2020. The R Commander: A basic-Statistics GUI for R Current Version 2.7-1, <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Misc/Rcmdr/> (10 de febrero de 2021).

GloVis. 2005. Global Visualization (GloVis) Viewer. U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey. <https://glovis.usgs.gov/>. (5 de mayo de 2021).

Gonzaga A., C. 2015. Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales para análisis de coberturas vegetales en la provincia de Loja, Ecuador. *CEDAMAZ* 5(1):30-41. <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/cedamaz/article/view/43> (14 de junio de 2021).

Hansen, M. C., P. V. Potapov, M. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. G. Justice and J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. *Science* 342(6160):850-853. Doi: [10.1126/science.1244693](https://doi.org/10.1126/science.1244693).

Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática (INEGI) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) e Instituto Nacional de Ecología, (INE). 2008. Ecorregiones terrestres de México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Descarga en: Regionalización (172), Bióticas (69). (14 de mayo de 2021).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2001. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie II (continuo nacional). Descarga en: Vegetación y uso del suelo (65) INEGI (7). <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. (12 de mayo de 2020).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2016. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie VI (continuo nacional). Descarga en: Vegetación y uso del suelo (65), INEGI (7). <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. (12 de mayo de 2020).

Jenness, J. 2012. Repeating Shapes. Jenness Enterprises. Flagstaff, AZ., U. S. A. http://www.jennessent.com/arcgis/repeat_shapes.htm. (23 de mayo de 2020).

Miller E., T., J. E. McCormack, G. Levandoski and B. R. McKinney. 2018. Sixty years on: birds of the Sierra del Carmen, Coahuila, Mexico, revisited. *Bulletin of the British Ornithologist Club*. 138(4):318-334. Doi: [10.25226/bboc.v138i4.2018.a4](https://doi.org/10.25226/bboc.v138i4.2018.a4).

Muldavin, E. H., G. Harper, P. Neville and S. Wood. 2004. A Vegetation Classification of the Sierra del Carmen, U. S. A. and México. In: Hoyt, C. A. and J. Karges (editors). *Proceedings of the Sixth Symposium on the Natural Resources of the Chihuahuan Desert Region*. Chihuahuan Desert Research Institute. Fort Davis, TX., U. S. A. pp. 117–150. http://www.cdri.org/uploads/3/1/7/8/31783917/final_chapter_9_muldavin.pdf. (10 de febrero de 2021).

Pettorelli, N., S. Ryan, T. Mueller, N. Bunnefeld, B. Jędrzejewska, M. Lima and K. Kausrud. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* 46:15-27. Doi: [10.3354/cr00936](https://doi.org/10.3354/cr00936).

QGIS Development Team. 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org> (20 de junio de 2020).

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Tlalpan, México D. F., México. 156 p.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). 2015. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Ocampo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Miguel Hidalgo, México D. F., México. 164 p.

Statistix 8.1. 2003. User's Manual. Analytical Software, Tallahassee. Analytical Software. PO Box 12185. Tallahassee, FL., U. S. A. 396 p. ISBN 1-881789-06-3.

Schultz, M., A. Shapiro, J. G. P. W. Clevers, C. Beech and M. Herold. 2018. Forest cover and vegetation degradation detection in the Kavango Sambezi Transfrontier Conservation Area Using BFAST Monitor. *Remote Sensing* 10(11):1850. Doi: [10.3390/rs10111850](https://doi.org/10.3390/rs10111850).

Vani, V. and V. R. Mandla. 2017. Comparative study of NDVI and SAVI vegetation indices in Anantapur district semi-arid areas. *International Journal of Civil Engineering*

and Technology 8(4):559-566.
[https://iaeme.com/MasterAdmin/Journal_uploads/IJCIET/VOLUME 8 ISSUE 4/IJCIET_08_04_063.pdf](https://iaeme.com/MasterAdmin/Journal_uploads/IJCIET/VOLUME_8_ISSUE_4/IJCIET_08_04_063.pdf). (25 de agosto de 2021).

White, J. D. and P. Swint. 2014. Fire effects in the northern Chihuahuan Desert derived from Landsat-5 Thematic Mapper spectral indices. *Journal of Applied Remote Sensing* 8(1):083667. Spectral indices. Doi: [10.1117/1.JRS.8.083667](https://doi.org/10.1117/1.JRS.8.083667).

Xiao, Q., J. Tao, Y. Xiao and F. Qian. 2017. Monitoring vegetation cover in Chongqing between 2001 and 2010 using remote sensing data. *Environmental Monitoring and Assessment* 189(10):493. Doi: [10.1007/s10661-017-6210-1](https://doi.org/10.1007/s10661-017-6210-1).



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