

Detección de árboles dañados por plaga en bosques de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, mediante fotografías aéreas infrarroja

Detection of trees damaged by pests in Abies religiosa forests in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve using infrared aerial photography

Leautaud Valenzuela Pablo* y López-García José**

Recibido: 10/06/2015. Aceptado en versión final: 25/07/2016. Publicado en línea (versión e-print): 1/02/2017.

Resumen. Las plagas forestales son agentes que ocasionan daños de tipo mecánico o fisiológico a los árboles, como deformaciones, disminuciones en el crecimiento, debilitamiento o incluso la muerte, causando un impacto ecológico, económico y social importante. En este estudio se desarrolla una técnica para la detección de plaga forestal por medio de fotografías aéreas infrarrojas.

El uso de fotografías aéreas digitales en color e infrarrojo permitió obtener imágenes VIR (visible + infrarrojo) con cuatro bandas y una resolución aproximada de un metro por pixel. Mediante la interpretación visual se logró reconocer y localizar árboles con algún estado de deterioro e incluso individuos muertos.

Se analizó una superficie de 1 907 ha en sierra Chincua, donde la mayor afectación se dio en zona núcleo con 97 puntos (62%) con más del doble de densidad de individuos (11 árboles/km²) en comparación con la zona de amortiguamiento (4 árboles/km²). Este mayor daño es debido a las políticas de manejo forestal, que establecen el no manejo (incluido el saneamiento) en la zona núcleo.

Las fotografías aéreas digitales son útiles para la detección de árboles dañados en los bosques de oyamel mediante la interpretación visual con una eficiencia del 98%. El méto-

do utilizado tiene una mayor relación costo-efectividad comparado con sobrevuelo de helicóptero y trabajo de campo.

Palabras clave: fotografía aérea, imagen infrarrojo, plagas, daños, detección.

Abstract. Forest pests are pathogens that cause mechanical or physiological damage to trees, such as deformations, disrupted growth, weakening, or even death, leading to important ecological, economic and social impacts. This study focused on the development of a technique for the detection of forest pests using infrared aerial photography. The general reflectance characteristics of healthy and damaged leaves are currently well known; Reid (1987) already described these features, with a shift toward blue and a reduced infrared reflectance as the dominant effects. As the plant disease progresses, the above effects become more apparent. The use of infrared digital aerial photographs allowed to obtain VIR (visible + infrared) images with four bands and a resolution of approximately one meter per pixel. Trees with some degree of deterioration and even dead individuals were identified and located through visual interpretation.

* Secretaría del Medio ambiente del D.F. Dirección de ordenamiento ecológico del territorio y manejo ambiental del agua. Av. Año de Juárez 9700, Col. Quirino Mendoza, Xochimilco D.F. 10610. Tel. 58433411 ext. 155. E.mail: pleautaud@gmail.com

** Instituto de Geografía, UNAM. Av. Universidad 3000. Ciudad Universitaria. Coyoacán. 04510. México D.F. Tel. 56224335 ext 45469. E-mail: jlopez@unam.mx

Color and infrared digital aerial photographs captured in March 2009 were used; two cameras were used: a Nikon D2X camera for the acquisition of images in the visible range (EV), and a Canon EOS Digital Rebel camera for infrared (IR) images. Once individual photographs were processed and organized, V and IR images were superimposed using the Photoshop editing program (Adobe™). Once composite V+IR (VIR) images were obtained, those covering the sampling area were selected and georeferenced. Rectified images were required to elaborate a mosaic encompassing the sampling area. The rectified images and the final mosaic had a spatial resolution of 90 centimeters per pixel.

The detection technique was designed using three methodological approaches: automatic, semi-automatic and manual processes. The semi-automatic and automatic modalities correspond to an assisted and unassisted spectral classification, respectively, while the manual method consisted in the direct observation of the photographs processed. The technique developed used as basis the photographic mosaic of the sampling area.

The unassisted and assisted spectral classification technique was carried out in the ERDAS Imagine image-processing software package. For the unassisted classification, tests were carried out considering various numbers of categories: 5, 10 and 15; the assisted classification included the spectral properties of each category used for the partition to group images into five categories: healthy forest, diseased forest, *Juniperus* scrubland, bare soil and shaded areas.

The accuracy of the technique for the detection of damaged trees was verified through field work, visiting different checkpoints where the health status of the tree was

corroborated by direct observation and infrared photography at ground level.

A representative sampling area of the *A. religiosa* forest was established in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve (RBMM), sufficient to encompass the largest number of damaged trees, but not so large as to excessively prolong the information-processing phases and make field sampling unattainable.

The analysis comprised an area of 1907 ha in Sierra Chincua, where the greatest affectionation was observed in a core zone including 97 points (62%) with more than twice the density of individuals (11 trees/km²), relative to the buffer zone (4 trees/km²). This greater damage is the result of forest management policies, which have set no management (including sanitation) in the core zone.

At the end of this research work, we concluded that digital aerial photographs proved useful for the detection of damaged trees in *Abies religiosa* forests of RBMM. It is possible to obtain multispectral images using a low-cost photographic technology that is relatively simple and widely available. Our study showed that the best method to detect damage in *A. religiosa* forests in RBMM is the visual interpretation of aerial photographs, yielding a detection efficiency of over 98%. The method used has a greater cost-effectiveness compared to helicopter overflight and field work. Likewise, the method developed in this research work is a contribution to the detection of forest pests.

Keywords: Aerial photography, infrared image, pests, damage, detection

INTRODUCCIÓN

El daño forestal es un impacto negativo, y generalmente se considera que ha ocurrido cuando se presenta una reducción en el crecimiento o la muerte de los árboles. Este daño puede surgir a partir de una amplia gama de factores ambientales y artificiales originados por agentes biológicos, hidrológicos y atmosféricos. El daño puede ser causado por insectos, enfermedades, hongos, fuerzas mecánicas o físicas (Ramsey *et al.*, 1998; Mukai y Hasegawa, 2000; Tømmervik *et al.*, 1998).

Como Franklin (2001) indica, la noción de daño forestal esta intrínsecamente relacionada al concepto general de salud del ecosistema forestal, uno de los principales indicadores subyacentes a un manejo forestal sostenible. Los indicadores más recurridos para evaluar la salud del bosque incluyen características de la planta y el sitio que requieren forzosamente trabajo de campo, los cuales suelen ser subjetivos, por no mencionar costosos. Debi-

do a esto es que se presenta una gran necesidad para desarrollar técnicas de monitoreo de la salud forestal basadas en técnicas de percepción remota, las cuales ofrecen información acertada y relevante a dicha necesidad.

La tecnología de percepción remota debe proveer la información para satisfacer las necesidades de la gestión forestal, ser costo-efectiva y de fácil comprensión. Estas son probablemente las principales razones por las que la fotografía aérea sigue siendo el método más común de percepción remota en la gestión forestal; relativa al contenido de información, resultan económicas y de fácil uso (Pitt *et al.*, 1997; Caylor, 2000).

Plagas forestales

Las plagas forestales son agentes que ocasionan daños de tipo mecánico o fisiológico a los árboles, como deformaciones, disminución en el crecimiento, debilitamiento o incluso la muerte, causando un impacto ecológico, económico y so-

cial importante (FAO, 1993; CONABIO, 1998; SEMARNAT, 2003). Son consideradas como una de las principales causas de disturbio en los bosques templados de México, reconociéndose cerca de 250 especies de insectos y patógenos que pueden afectar al arbolado nacional (SEMARNAT, 2003).

Dentro de los factores naturales que facilitan el ataque de plagas están fenómenos meteorológicos como las sequías, huracanes y nevadas, así como otros disturbios naturales, como los incendios (Matthews *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2003; PNUMA, 2003). Sin embargo, las actividades humanas también facilitan el ataque. El aprovechamiento y pastoreo no regulados, el deficiente manejo silvícola, la introducción de especies de plagas y patógenos de otras regiones geográficas, así como los incendios inducidos, predisponen a las masas arboladas al ataque por insectos o patógenos. La superficie afectada por plagas forestales puede indicar la presión que este factor ejerce sobre el estado de los recursos forestales nacionales. La superficie de bosques afectada por plagas y enfermedades forestales se considera dentro de la lista de indicadores del Proceso de Montreal de la ONU (SEMARNAT, 2005).

Los agentes dañinos tienen un impacto negativo sobre el desarrollo y reproducción de la planta. En el caso de los ambientes forestales, los efectos más evidentes son la disminución en la fotosíntesis, causada por patógenos y plagas defoliadoras. Así como el estrés hídrico, ocasionado por enfermedades del tronco y raíz, o como plagas descortezadoras (Agrios, 2005). Estos últimos destacan por su impacto en los ecosistemas forestales de México. Los descortezadores son un grupo de insectos cuyos daños causados a las masas forestales pueden ser desde un pequeño grupo de árboles hasta cientos de hectáreas. Son organismos que se desarrollan debajo de la corteza de los árboles, los debilitan y causa su muerte. Dentro de este grupo se encuentran coleópteros de los géneros *Dendroctonus*, *Ips*, *Pseudohylesinus*, *Phloeosinus*, *Scolytus* y *Pityophthorus*, de los cuales destacan las especies: *D. mexicanus*, *D. ponderosae*, *D. adjunctus*, *I. mexicanus*, *I. pini*, *P. variegatus*, y *S. mundus*, entre otros (CONAFOR, 2007).

Infrarrojo para detección de plagas forestales

Las observaciones espectrales de vegetación sana y dañada han dado como resultado un mejor entendimiento de las posibles características de la imagen que deben ser interpretadas. Las características generales sobre la reflectancia en hojas sanas y dañadas es bien conocida desde hace tiempo. Ya Reid (1987) describía estas características; un desplazamiento hacia el azul y una reflectancia del infrarrojo reducida parecen ser los efectos dominantes (Figura 1). Conforme la planta se torna menos sana, los efectos anteriores se vuelven más aparentes (Horler *et al.*, 1983). Dichos efectos han sido observados bajo diferentes configuraciones (Rock *et al.*, 1986; Miller *et al.*, 1991), y puede que sean aplicables universalmente a todas las plantas que se encuentren bajo estrés (Essery y Morse, 1992; Pernar *et al.*, 2011).

Distintos estudios han demostrado el valor de la percepción remota para la detección temprana del daño forestal, y han dado pauta para un mejoramiento metodológico que ha culminado en aplicaciones operacionales dentro de algunas áreas forestales. Desde el comienzo de la aplicación de esta tecnología las fotografías aéreas infrarrojas

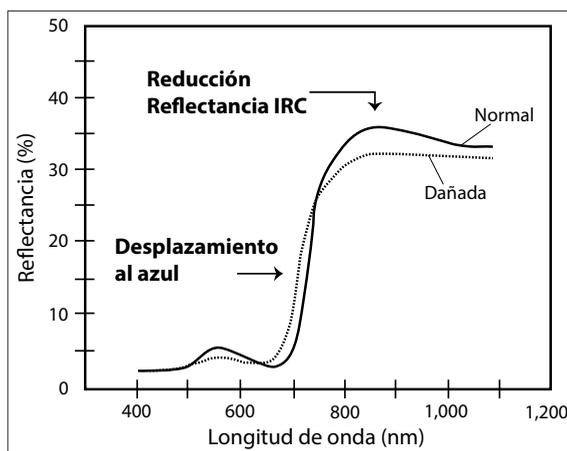


Figura 1. La curva de respuesta espectral muestra los cambios esperados en las hojas de los árboles dañados: una pequeña reducción en la reflectancia del verde, un aumento de la reflectancia del rojo, una reducción de la reflectancia del infrarrojo cercano y el desplazamiento del borde rojo de la reflectancia de la hoja a longitudes de onda más cortas (De: Franklin, 2001).

mostraron un gran potencial; por ejemplo, en la Colombia Británica la interpretación manual de fotografía infrarroja a color fue tan efectiva (y a un 20% del costo) como los métodos tradicionales de muestreos en campo para la identificación temprana de ataques por *Dendroctonus rufipennis* (Murtha y Cozens, 1985). Actualmente se han realizado más ejercicios que emplean la fotografía aérea infrarroja para la detección del daño en diferentes especies arbóreas, destacando Pernar *et al.* (2011); Klobučar *et al.* (2010); Allen *et al.* (2006); Wulder *et al.* (2006); Bütler y Schlaepfer (2004); Haara y Nevalainen (2002); entre otros.

Así mismo, es notable que las evaluaciones del daño forestal realizadas con imágenes satelitales (Landsat TM, SPOT HVR) presentaron una eficiencia en la detección de entre 70 y 86% (Luther *et al.*, 1991; Franklin *et al.*, 1995; Cohen y Fiorella, 1999). Mientras que las valoraciones efectuadas con fotografías aéreas muestran eficiencias de detección de entre el 90 y 100% (Franklin, 2001).

El bosque de *Abies religiosa*

En México los bosques de oyamel sobresalen entre el conjunto de las comunidades vegetales dominadas por coníferas. Tal hecho se debe principalmente a las particulares condiciones ecológicas en que se desarrollan y de cuya existencia son indicadores (Rzedowski, 2006).

La distribución geográfica de los bosques de *Abies* en México es en extremo dispersa y localizada. En la mayor parte de los casos, la comunidad se presenta en forma de manchones aislados, muchas veces restringidos a un cerro, a una ladera o a una cañada (Madrigal, 1967). Las áreas continuas de mayor extensión se presentan en las serranías que circundan al Valle de México y les siguen en importancia las correspondientes a otras montañas sobresalientes del Eje Volcánico Transversal, en general en elevaciones por arriba de los 2 900 metros de altitud. En la Sierra Madre del Sur los manchones de mayor importancia se conocen en Guerrero, Oaxaca y Chiapas (Manzanilla, 1974). En la parte septentrional del país los bosques de *Abies* son mucho más escasos y restringidos. En la Sierra Madre Occidental existen en Durango y en algunas localidades de Chihuahua, en la Sierra Madre Orien-

tal, en cambio, solo se conocen dos áreas de alguna importancia, que corresponden al Cerro Potosí y al Cerro San Antonio Peña Nevada, de Nuevo León y Tamaulipas (Rzedowski, 2006). En México este tipo de vegetación está prácticamente confinado a sitios de alta montaña, por lo común entre 2 400 y 3 600 m de altitud, pues entre estas cotas se localiza cuando menos 95% de la superficie que ocupa.

Los bosques de *Abies religiosa* del Eje Neovolcánico Transversal, conocidos también como bosques de oyamel u oyametales, son considerados como tipos de vegetación relictuales. Estos bosques requieren para su óptimo desarrollo de una serie de condiciones, como suelos profundos ricos en alófanos, gruesas capas de materia orgánica en descomposición, cañadas profundas, agrestes y una alta humedad relativa (Nieto de Pascual, 1995).

El bosque de oyamel se considera como uno de los ecosistemas de mayor importancia para la conservación del fenómeno de hibernación de la mariposa monarca en México. Sin embargo, estos sitios están siendo perturbados y reducidos cada vez más por diferentes agentes, como la tala, los incendios, el pastoreo y el aprovechamiento maderable de tipo hormiga, los cuales, en su conjunto, no permiten de manera natural el proceso de sucesión (Gómez, 2003).

Los principales agentes de disturbio en los bosques de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) son los incendios y los insectos descortezadores. Los insectos descortezadores presentes en la zona de estudio son especies nativas que tienen como hospederos las especies de coníferas dominantes en el área; para el oyamel se tiene como plaga dominante a *Scolytus mundus* y a *Pseudohylesinus variegatus* como secundaria (CONAFOR, 2009).

El descortezador del oyamel (*S. mundus*) es una condición endémica;¹ se encuentra en árboles previamente afectados por descargas eléctricas, desramados por viento o con una afectación previa por enfermedades de raíz o plantas parásitas. En una condición normal los insectos afectan la punta del

¹ En ciclos de retorno de insectos descortezadores; endémica: retornos anuales de baja intensidad; epidémica: retornos de hasta décadas de alta intensidad.

árbol, partes del cámbium del tronco o ramas. La muerte del árbol puede sobrevenir después de hasta siete años de ataques sucesivos del insecto, pero en una situación de estrés la muerte puede sobrevenir en un solo año. Así mismo, en condiciones climáticas normales, es posible encontrar de uno a cinco árboles muertos por brote, mismos que en general se encuentran diseminados en el área que cubre la especie hospedera dominante. En condiciones climáticas de sequía y de elevadas poblaciones del descortezador, los daños pueden ser observados en grupos de hasta 200 árboles afectados (CONAFOR, 2009).

En lo que respecta a la situación actual de las plagas forestales en la RBMM, el “Programa de Sanidad” de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) tiene como actividad prioritaria el mapeo aéreo de daño asociado a plagas o enfermedades forestales y a partir del año 2006 se han realizado sobrevuelos en helicópteros sobre el área forestal de la RBMM.

Considerando lo anterior, este trabajo se plantea como objetivo principal determinar la efectividad de las fotografías aéreas infrarrojas para la respuesta espectral característica de un daño ocasionado a la cubierta forestal en el bosque de *Abies religiosa* de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

MATERIALES Y MÉTODO

Área en estudio

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) está ubicada en los municipios de Donato Guerra, San José del Rincón, Temascalcingo y Villa de Allende en el Estado de México, así como en los municipios de Angangueo, Aporo, Contepec, Ocampo, Senguio y Zitácuaro, pertenecientes al estado de Michoacán. Tiene una superficie total de 56 259 ha, de la cual la zona núcleo abarca 13 555 ha.

Los tipos de suelo que se encuentran en esta zona se derivan de materiales volcánicos de tipo andesítico, principalmente de cenizas volcánicas. En los sitios ocupados por bosque el suelo tiene colores oscuros debido a una abundante materia orgánica, en tanto que los suelos sin cubierta vegetal son de colores claros por haber perdido la capa superficial orgánica, lo que les confiere una alta susceptibilidad

a la degradación cuando son desmontados. Por otra parte, las fuertes pendientes que existen en la zona y la capacidad de permeabilidad o absorción de humedad que tienen los suelos, convierten a la región en una importante área de recarga de acuíferos, con lo cual es posible alimentar un total de 23 cuerpos de agua que abastecen diversos centros urbanos, así como las ciudades de México y Toluca (Cornejo-Tenorio y Ibarra-Manríquez, 2008).

Se estableció un área de muestreo representativa del bosque de *A. religiosa* en la RBMM. Esta área debería ser lo suficientemente grande para abarcar el mayor número de árboles dañados posibles, pero no tan grande como para prolongar demasiado las etapas de proceso de información y hacer inviable el muestreo en campo.

El análisis y muestreo se realizó dentro de un recuadro de aproximadamente 1 900 hectáreas en Sierra Chincua (Figura 2), donde se encuentran las mayores masas puras de bosque y donde se han detectado los mayores problemas de plagas. La escala de interpretación visual fue de 1:5 000, donde es inequívoca la separación de árboles individuales. La delimitación abarca principalmente superficies de los ejidos Cerro Prieto, Los Remedios, Santa Ana, Rosa de Palo Amarillo y San Jerónimo Pilitas, así como parte de la pequeña propiedad Pancho Maya y otra porción de propiedad federal. Esta zona se ubica entre altitudes de 3 000 y 3 400 metros, por lo que la mayoría de la vegetación forestal corresponde al bosque de *A. religiosa*, que abarca 79% de la superficie, seguido por 11% de uso agrícola, 5% de pastizal y matorral, 4% de bosque de pino y el 1% restante está ocupado por bosque de encino y otras categorías de uso de suelo.

Fotografías aéreas

Se utilizaron fotografías aéreas digitales en color e infrarrojo tomadas en marzo de 2009, para lo cual se utilizaron dos cámaras fotográficas; una Nikon D2X² para la adquisición del espectro visi-

² Usando un objetivo de 25 mm (37.5 equivalente en formato 35 mm), un sensor con tamaño de pixel de 5.6 μm , y registrando imágenes con dimensiones de 4 288 x 2 848 pixeles.

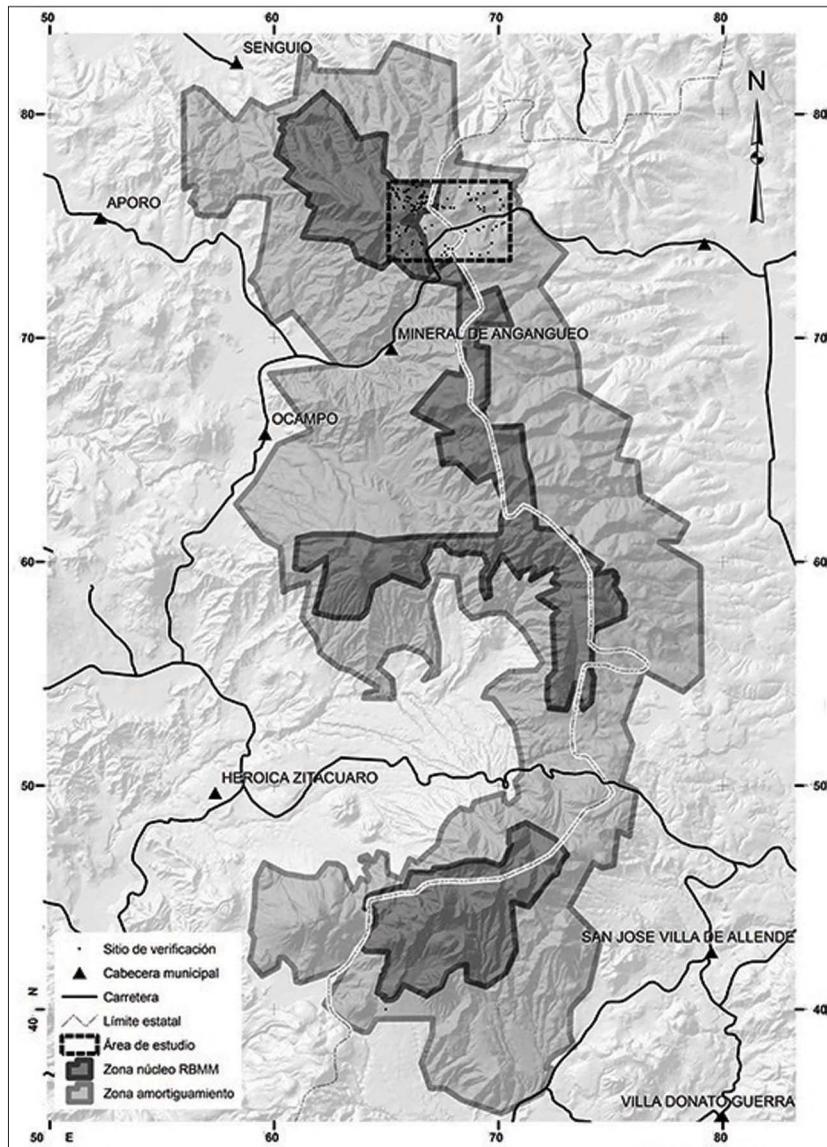


Figura 2. Área en estudio dentro de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México.

ble (EV) y una Canon EOS Digital Rebel³ para el espectro infrarrojo (IR).

Una vez procesadas y organizadas las fotografías individuales se procedió a la unión de las imágenes EV con las IR mediante el programa de edición Photoshop (Adobe™). El proceso consiste en alinear las dos imágenes correspondientes (EV + IR);

recortar el área compartida entre las dos fotografías, recorrer los canales (bandas) de la imagen EV; azul a alfa, verde al azul, rojo al verde, dejando el canal rojo para el IR; copiar la imagen IR al canal rojo de la imagen compuesta; eliminar la fotografía IR original y “aplanar” la imagen y por último guardar la imagen resultante como un archivo TIF de cuatro bandas.

Una vez obtenidas las imágenes compuestas EV+IR (VIR), fueron seleccionadas las fotografías que cubrían el área de muestreo elegida, las cuales fueron georreferenciadas en el paquete ArcGIS

³ Usando un objetivo de 21mm (33.6 equivalente en formato 35 mm), un sensor con tamaño de pixel de 7.1 μm , y registrando imágenes con dimensiones de 3 072 x 2 048 pixeles.

(ESRI™) usando como referencia horizontal la ortofoto de INEGI de 1994. En total se rectificaron 12 fotografías pertenecientes a las líneas de vuelo: 7, 8 y 9. A cada fotografía se le asignaron entre 25 y 30 puntos de control, y para su rectificación se utilizó el método de transformación “spline”.

Las imágenes rectificadas fueron requeridas para la elaboración de un mosaico que abarcara la extensión del muestreo; dicho mosaico fue realizado en el software ERDAS IMAGINE (ERDAS™). La imagen resultante de la unión de las fotografías fue recortada usando el polígono de área de muestreo como guía. Cabe mencionar que tanto las imágenes rectificadas como el mosaico final presentan una resolución espacial de 90 centímetros por pixel.

Todo el tratamiento geográfico se realizó utilizando el sistema de coordenadas proyectado UTM zona 14 con el datum NAD 1927.

Detección de árboles dañados

Durante el diseño de la técnica de detección se usaron tres aproximaciones metodológicas; un proceso automático, uno semiautomático y otro manual. Las variantes semiautomática y automática corresponden a una clasificación espectral asistida y no asistida, respectivamente, mientras que el método manual consiste en la observación directa del material fotográfico procesado. Para el desarrollo de la técnica se utilizó como base el mosaico fotográfico del área de muestreo.

La técnica de la clasificación espectral no asistida y asistida fue llevada a cabo en el paquete ERDAS IMAGINE. Para la clasificación no asistida se realizaron pruebas con diferente número de categorías: 5, 10 y 15 y para la clasificación asistida se incluyeron las propiedades espectrales de cada categoría con la que se realizara la partición para la separación en cinco categorías; bosque sano, bosque enfermo, matorral de *Juniperus*, suelo desnudo y sombras.

El método manual consistió en ubicar de manera visual y directamente sobre el mosaico VIR los árboles con posible condición de estrés; esta detección se basó en las propiedades espectrales visibles en una imagen de “color-falso” VIR.

Los posibles árboles dañados fueron localizados de manera puntual sobre el mosaico utilizando el sistema de información geográfica. Estos puntos

se sometieron a un análisis del vecino más cercano para determinar una distribución agrupada o dispersa, también se calculó un árbol de tendido mínimo (EMST) para ayudar a la visualización de cúmulos y planear rutas de verificación en campo.

Verificación en campo

Para comprobar la veracidad de la técnica para la detección de árboles dañados, se realizó trabajo de campo, en la cual se visitaron diferentes puntos de verificación, donde se corroboró el estado de salud del árbol mediante la observación directa y con toma de fotografías infrarrojas a nivel del terreno.

Para la localización de los puntos de verificación se construyó una cartografía base para el GPS Magellan Mobile Mapper 6, la cual incluía los puntos de verificación y el mosaico VIR.

Durante la comprobación en campo se tomaron datos morfológicos del árbol como su altura y perímetro a nivel de pecho, también se realizaron observaciones de la posible causa del daño. Así mismo, cada árbol fue marcado con una clave única como referencia para futuras visitas.

RESULTADOS

Al término del proceso relacionado con el material fotográfico se obtuvieron las imágenes visible más infrarrojo (VIR) con cuatro bandas y una resolución aproximada de un metro por pixel (0.9 ± 0.02 m/pixel). A pesar del tratamiento de las imágenes para corrección de niveles y color, las fotografías VIR siguen presentando una heterogeneidad considerable en su luminosidad (exposición), la cual fue aún más notable al momento de construir el mosaico. El mosaico VIR cubre un rectángulo de 1 907.25 hectáreas, mostrando una resolución de 0.89 metros por pixel.

Al momento de realizar las clasificaciones espectrales a las fotografías aéreas, tanto las asistidas como las no asistidas, se apreció que al usar cuatro o menos categorías las sombras eran agrupadas junto con alguna clase de vegetación forestal, es por eso que todas las clasificaciones reportadas utilizaron cinco o más categorías.

Tanto las clasificaciones no asistidas como la asistida dieron efectos muy similares: las imágenes clasificadas resultaron demasiado heterogéneas y con una textura granulosa, de tal manera que fue imposible discernir la vegetación forestal sana de la deteriorada. La clasificación que dio relativamente mejores resultados fue la no asistida con diez categorías divisorias, aun así, la “vegetación dañada” fue agrupada en las clases “pastizal” o “suelo desnudo”.

Durante este análisis también fue evidente que la disparidad lumínica entre cada fotografía afectó de manera significativa al proceso de clasificación, esto fue notable en el bosque de *Abies religiosa*, el cual terminó clasificado en tres categorías diferentes, que en la imagen forman parches discretos que coinciden con los límites de cada fotografía con las que se formó el mosaico.

Mediante la interpretación visual se logró reconocer y localizar árboles con un estado medio a avanzado de deterioro así como individuos

mueritos. Estos árboles se distinguen del resto (en la imagen) por presentar una coloración azul claro, en comparación a los árboles sanos que exhiben un color rojo oscuro. Conociendo esta respuesta espectral al daño forestal resultó más fácil ubicar a los posibles árboles infectados utilizando el contexto de los árboles sanos del bosque; de esa manera se localizaron 156 puntos en el área en estudio.

El análisis de vecino más cercano indica que estos puntos exhiben un patrón de distribución agregada (relación de vecindad: 0.8, $p < 0.01$). También es notable que 97 puntos se encontraron en la zona núcleo (62%), principalmente en la propiedad federal, y si se toma en cuenta que la zona núcleo abarca aproximadamente 585 hectáreas (30%) del área de muestreo, los árboles dañados se presentan con una densidad de 11 individuos/km² en zona núcleo, mientras que en amortiguamiento se encuentran con una densidad de 4 individuos/km² (Figura 3).

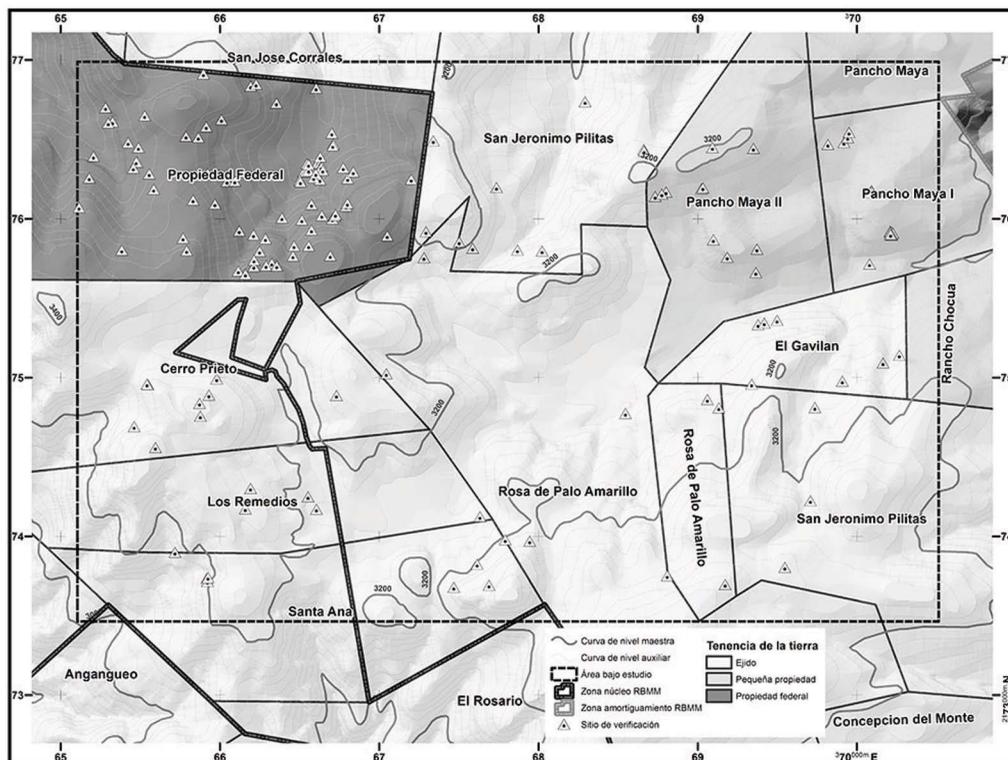


Figura 3. Localización de los puntos de verificación (árboles dañados) dentro del área en estudio. Se muestra la mayor densidad punto dentro de la zona núcleo (11 árboles/km²) en comparación con la zona de amortiguamiento (4 árboles/km²).

La verificación en campo se llevó a cabo en noviembre del 2010 y en julio de 2012, se visitaron 62 árboles de los cuales 54 estaban plagados o muertos, ocho no fueron confirmados, pero siete de estos se localizan en un área donde datos de la CONAFOR indican se realizó un saneamiento de árboles plagados, lo que podría explicar su ausencia.

DISCUSIÓN

Durante el procesamiento de las fotografías se presentó una situación adversa al momento de unir las imágenes visibles con las infrarrojas, ya que estas, al haber sido tomadas con cámaras y objetivos distintos, presentaban geometrías internas diferentes, lo que derivó en que estas imágenes no pudieran ser sobrepuestas a la perfección, provocando en muchos casos un desfase o “efecto fantasma” entre la imagen visible y la infrarroja. La condición anterior pudo haber afectado de manera considerable las clasificaciones espectrales realizadas, explicando (en parte) la poca eficacia que tuvieron estas técnicas al intentar separar la vegetación sana de la dañada. Esta situación fue compensada al momento de utilizar un método visual (manual) de interpretación, ya que, como bien mencionan Lillesand y Kiefer (1994), al observar algún punto en la fotografía, el cerebro humano de manera contextual puede “corregir” o compensar defectos en la imagen, como es el desfase entre las fotografías visibles e infrarrojas.

Por otro lado, la técnica empleada en donde se combinan fotografías del espectro visible con infrarrojo, resultó conveniente en términos de accesibilidad a la tecnología, ya que no fue necesaria la construcción o adquisición de un sensor multiespectral dedicado, cuestión que hubiera implicado un incremento en el costo del levantamiento aéreo. Este estudio demostró que, al emplear dos cámaras fotográficas convencionales, es posible obtener imágenes geoespaciales multiespectrales que permiten la delimitación de árboles dañados con base en sus propiedades de reflectancia en el espectro visible-infrarrojo.

La selección del sitio de muestreo se realizó en una zona con la mayor afectación de plagas

cercanas a la zona de hibernación de la mariposa monarca. El muestreo dio buenos resultados, ya que se localizó una cantidad considerable de árboles dañados (156). Y en general la geografía de la zona resultó favorable en diferentes aspectos: en primer lugar la vegetación, que en su mayoría se trata de bosque de *A. religiosa*. También resultó conveniente que una parte de la superficie se encontrara dentro de la zona núcleo de la reserva, ya que así se pudo realizar comparaciones entre esta zona y la de amortiguamiento. Así mismo, la relativa accesibilidad del terreno (presencia de carretera, terracerías y caminos) facilitó en parte la verificación en campo.

Las clasificaciones espectrales no resultaron útiles para esta investigación, ya que presentan demasiada o muy poca resolución, ninguna pudo distinguir claramente entre los árboles sanos de los dañados. Esto no quiere decir que estos métodos no sean apropiados para la detección de estrés; al contrario, en muchas situaciones es el mejor procedimiento a seguir, como lo demuestran los trabajos de Luther *et al.* (1991), Franklin *et al.* (1995) o Cohen y Fiorella (1999), entre otros.

El problema es una cuestión de escala; los trabajos mencionados tratan con infecciones que abarcan de cientos a miles de hectáreas, mientras que en la RBMM las infecciones suelen ser puntuales, es decir, de uno a cinco árboles infectados, o hasta 200 árboles en los casos extremos, como reporta CONAFOR (2009).

Por otro lado, las fotografías aéreas que cuentan con una resolución de pixel de menos de un metro, fácilmente pueden registrar las propiedades espectrales de cada árbol pero son susceptibles a otros defectos como variaciones en la exposición (luminosidad) y el desfase entre las bandas visibles y la IR. Estos defectos, sumados al “exceso” de resolución, provocó que las clasificaciones derivadas de fotografías aéreas, dieran como resultado texturas granuladas y sin orden alguno, donde ninguna de las categorías de clasificación formaba continuos homogéneos, y muchas veces asignaba un tipo de vegetación a diferentes categorías o viceversa.

El método por localización visual resultó el más efectivo al momento de interpretar las fotografías aéreas, a pesar de la heterogeneidad lumínica y el

desfase de bandas presente en el compuesto VIR. La respuesta espectral de los árboles dañados resultó ser bastante aparente y acorde a las características reportadas en la bibliografía (Reid, 1987; Miller *et al.*, 1991; Essery y Morse, 1992). La interpretación fue directa en pantalla y, aunque la tarea fue relativamente simple, en ocasiones fue difícil distinguir entre árboles muertos y el suelo desnudo visible entre el dosel del bosque, lo que se solucionó usando el método estereoscópico para optimizar la veracidad de la fotointerpretación.

El 62% de los árboles dañados se encontraron en la zona núcleo, con más del doble de densidad de individuos perjudicados en comparación con la zona de amortiguamiento. Y aunque el patrón es evidente, el área de muestreo tal vez no sea lo suficientemente extensa para hacer una generalización a toda la reserva, pero al menos en la región de Sierra Chincua es posible que esta situación se deba a las políticas de manejo forestal, la cual establece una veda muy restrictiva dentro de la zona núcleo, y no fue hasta el año 2006 que se inició un plan de saneamiento forestal (CONAFOR, 2009), así que probablemente esta falta de manejo haya afectado la salud del bosque presente en la zona núcleo.

De los 156 árboles detectados en el mosaico VIR se visitaron 62 (40%) para determinar la eficacia del método de identificación, dando como resultado 54 árboles confirmados, es decir, 87% de eficacia. Pero si se toman en cuenta los datos de saneamiento de la CONAFOR, entonces la confianza del método aumenta a 98%, que concuerda con los datos obtenidos por Beaubien y Jobin (1974) y Franklin (2001) que igualmente utilizan fotografías aéreas para la detección de plagas, con eficiencias de localización de entre el 90 y 100%.

CONCLUSIÓN

Al término de esta investigación concluimos que las fotografías aéreas digitales demostraron ser útiles para la detección de árboles dañados en los bosques de *Abies religiosa* de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Es posible obtener imágenes multispectrales a partir de tecnología fotográfica relativamente simple y disponible a

bajo costo. Se demuestra que el mejor método para detectar el daño en bosques de *A. religiosa* en la RBMM es la interpretación visual de fotografías aéreas, la cual ofrece una eficiencia de detección de más del 98%.

Así mismo, el método desarrollado en este trabajo de investigación es un aporte a la detección de plagas forestales, ya que la información disponible en las fotografías aéreas es amplia y variada, por lo que un solo levantamiento puede tener diversas aplicaciones para la evaluación y gestión del recurso forestal.

REFERENCIAS

- Agrios, G. N. (2005), *Plant Pathology* (4ta. ed.). Oxford: Elsevier Academic Press.
- Allen, J. L., Wesser, S., Markon, C. J. y Winterberger, K. C. (2006). Stand and landscape level effects of a major outbreak of spruce beetles on forest vegetation in the Copper River Basin, Alaska. *Forest Ecology and Management*, 227, 257-266.
- Beaubien, J. y Jobin, L. (1974). Forest insect damage and cover types from high-altitude color-IR photographs and ERTS-1 imagery. *Proceedings ISP VII Symposium Remote Sensing Photo Interpretation*. Alberta, Canadá: Banff.
- Bütler, R. y Schlaepfe, R. (2004). Spruce snag quantification by coupling colour infrared aerial photos and a GIS. *Forest Ecology and Management*, 195, 325-339. DOI:10.1016/j.foreco.2004.02.042.
- Castillo, M., Pedernera, P. y Peña, E. (2003). Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Ambiente y Desarrollo de CIPMA*, 19, 3-4.
- Caylor, J. (2000). Aerial photography in the next decade. *Journal of Forestry*, 98, 17-19.
- Cohen, W. B. y Fiorella, M. (1999). Comparison of methods of conifer forest change detection with Thematic Mapper imagery. En R. Lunetta y C. D. Elvidge (eds.), *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications* (pp. 89-102). Londres: Taylor & Francis.
- CONABIO (1998). *La diversidad biológica de México: Estudio de País*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONAFOR (2007), *Manual de Sanidad Forestal*. México: Comisión Nacional Forestal.
- CONAFOR (2009). *Situación fitosanitaria forestal en la Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca*. Reporte. México: Coordinación General de Conservación y Restauración, Comisión Nacional Forestal.

- Cornejo-Tenorio G. y Ibarra-Manríquez, G. (2008). *Flora ilustrada de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Essery, C. I. y Morse, A. P. (1992). The impact of ozone and acid mist on the spectral reflectance of young Norway spruce trees. *International Journal of Remote Sensing*, 13, 3045-3054.
- FAO (1993). *The Challenge of Sustainable Forest Management. What future for the world's forests?* Roma, Italia: Food and Agriculture Organization.
- Franklin, S. E. (2001). *Remote Sensing for Sustainable Forest Management*. EE.UU.: Lewis Publishers.
- Franklin, S. E., Waring, R. H., McCreight, R. W., Cohen, W. B. y Fiorella, M. (1995). Aerial and satellite sensor detection and classification of western spruce budworm defoliation in a subalpine forest. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 21, 299-308.
- Gómez, G. R. (2003). *Estado del conocimiento de oyamel*. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Agricultura. Universidad Autónoma de Chapingo, Estado de México, México.
- Haara, A. y Nevalainen, S. (2002). Detection of dead or defoliated spruces using digital aerial data. *Forest Ecology and Management*, 160, 97-107.
- Horler, D. N. H., Dockray, M. y Barber, J. (1983). The red-edge of plant leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 4, 273-288.
- Klobučar, D., Pernar, R., Lončarić, S., Subašić, M., Seletković, M. y Ančić, M. (2010), "Detecting forest damage in CIR aerial photographs using a neural network", *Croatian Journal of Forest Engineering*, vol. 31(2), 157-163.
- Lillesand, T. M. y Kiefer, R. W. (1994). *Remote Sensing and Image Interpretation* (3a. ed.), Nueva York: John Wiley & Sons.
- Luther, J., Franklin, S. E. y Hudak, J. (1991). Satellite remote sensing of current year defoliation by forest pests in western Newfoundland. En *Proceedings, XIV Canadian Symposium on Remote Sensing* (pp. 192-198). Ottawa: Canadian Aeronautics and Space Institute.
- Madrigal, S. X. (1967). *Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel Abies religiosa (H.B.K. Sh1. Et Cham), en el Valle de México*. Bol. Téc. No. 18. México: I.N.I.F. de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- Manzanilla, H. (1974). *Investigaciones epidémicas y silvícolas en bosques mexicanos de Abies religiosa*. México: Dirección General de Información y Relaciones Públicas de la Secretaría de Agricultura y Ganadería.
- Matthews, E., Payne, R., Rohweder, M. y Murray, S. (2000). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Forest Ecosystems*. Washington, D. C.: WRI.
- Miller, J., Wu, J., Boyer, M. G., Belanger, M. y Hare, E. W. (1991). Seasonal patterns in leaf reflectance red-edge characteristics. *International Journal of Remote Sensing*, 12, 1509-1523.
- Mukai, Y. e I. Hasegawa (2000). Extraction of damaged areas of windfall trees by typhoons using Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 647-654.
- Murtha, P. A. y Cozens, R. (1985). Color infra-red photo interpretation and ground surveys evaluate spruce beetle attack. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 11, 177-187.
- Nieto de Pascual, P. C. (1995). Estudio sinecológico del bosque de oyamel de la cañada de Contreras, Distrito Federal. *Ciencia Forestal en México*, 20(77), 3-34.
- Pernar, R., Seletković, A., Ančić, M. y Sučić, J. (2011). Features of Spatial Snag Distribution in a Beech-Fir Forest. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 32(1), 325-327.
- Pitt, D. G., Wagner, R. G., Hall, R. J., King, D. J., Leckie, D. G. y Runesson, U. (1997). Use of remote sensing for forest vegetation management: a problem analysis. *The Forestry Chronicle*, 73, 459-477.
- PNUMA (2003). *GEO América Latina y el Caribe. Perspectivas del Medio Ambiente 2003*. Costa Rica: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Ramsey, E. W., III, Chappell, D. K., Jacobs, D. M., Sapkota, S. K. y Baldwin, D. G. (1998). Resource management of forest wetlands: hurricane impact and recovery mapped by combining Landsat TM and NOAA AVHRR data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64, 733-738.
- Reid, N. J. (1987). Remote sensing and forest damage, *Environmental Science and Technology*, 21, 428-429.
- Rock, B. N., Vogelmann, J. E., Williams, D. L., Vogelmann, A. F. y Hoshizaki, T. (1986). Remote detection of forest damage. *BioScience*, 36, 439-445.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (edición digital). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- SEMARNAT. (2003). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales 2002*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT. (2005). *Indicadores básicos del desempeño ambiental de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

- Tømmervik, H., Johnson, M. E., Pedersen, J. P. y Gunnerisussen, T. (1998). Integration of remote sensing and in situ data in an analysis of air pollution effects on terrestrial ecosystems in the border area between Norway and Russia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 49, 51–85.
- Wulder, M. A., Dymond, C. C., White, J. C., Leckie, D. G. y Carroll, A. L. (2006). Surveying mountain pine beetle damage of forests: A review of remote sensing opportunities. *Forest Ecology and Management*, 221, 27-41. DOI:10.1016/j.foreco.2005.09.021.