



ARTÍCULO / ARTICLE

ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE LOS BOSQUES DE *Pinus cembroides* Zucc. ATACADOS POR *Dendroctonus mexicanus* Hopkins

TIME-SPACE ANALYSIS OF *Pinus cembroides* Zucc. FORESTS ATTACKED BY *Dendroctonus mexicanus* Hopkins

Gerardo Cuéllar-Rodríguez¹, Armando Equihua-Martínez², Jaime Villa-Castillo³, Edith G. Estrada-Venegas², Tulio Méndez-Montiel⁴ y Jesús Romero-Nápoles²

RESUMEN

En las últimas décadas, grandes extensiones de bosques de *Pinus cembroides* del sur del estado de Nuevo León han sido infectadas por el descortezador mexicano (*Dendroctonus mexicanus*). Para conocer el comportamiento del ataque por este insecto se implementó un sistema de vigilancia sanitaria en el municipio de Aramberri. La revisión se realizó desde octubre de 2008 hasta octubre de 2012 en 11 693.5 ha de bosque de *Pinus cembroides*, e incluyó la supervisión aérea y terrestre para la detección de brotes activos de la plaga. Cada dos años se cuantificó la superficie con presencia del descortezador, así como las características topográficas y dirección del frente de avance. En el periodo de estudio se registró la muerte del arbolado en 1 428.95 ha de bosques (12% del total). El número de hectáreas dañadas por *D. mexicanus* tuvo un descenso considerable desde el inicio de las evaluaciones, en 2008, cuando se registraron 438.5 ha hasta la última estimación en 2012 en que sólo se identificaron 74.1 ha dañadas. La mayoría de las infestaciones se observaron en las cumbres y partes altas de las laderas, los frentes de avance tuvieron un movimiento descendente. Este comportamiento podría estar relacionado con la densidad de los bosques.

Palabras clave: Análisis espacio-temporal, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, descortezador, *Pinus cembroides* Zucc., Scolytinae.

ABSTRACT

In recent decades, infestation by the Mexican pine beetle (*Dendroctonus mexicanus*) has spread in the *Pinus cembroides* forests of southern state of Nuevo Leon. To understand the attack behavior of this bark beetle we implemented a surveillance system in Aramberri, in the south of the state of Nuevo Leon. 11 693.5 has of *Pinus cembroides* forests were monitored between October 2008 and October 2012. The monitoring system included aerial and ground surveillance to detect outbreak sites of *Dendroctonus mexicanus*. Every two years the infested area was quantified, as were the topographical characteristics and the direction of the spreading heads. Between October 2008 and October 2012, *D. mexicanus* infested 1 428.95 has of *P. cembroides* forests (12% of the forest). The number of damaged hectares diminished significantly from the beginning of the experiment in 2008, when there were 438.5 has, to the last assessment in 2012, when only 74.1 has under attack were found. Most infestations occurred at the summits and upper parts of the slopes, and the advancing fronts displayed a downward movement. This behavior may be related to the density of the forests.

Key words: Time-space analysis, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, bark beetle, *Pinus cembroides* Zucc., Scolytinae.

Fecha de recepción / date of receipt: 8 de febrero de 2013. Fecha de aceptación / date of acceptance: 9 de abril de 2013.

¹ Universidad Autónoma de Nuevo León. Correo-e: luis.cuellarrd@uanl.edu.mx

² Colegio de Postgraduados

³ Comisión Nacional Forestal

⁴ Universidad Autónoma de Chapingo.

INTRODUCCIÓN

El Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) señala que la temperatura media superficial de la tierra se incrementó en el siglo XX aproximadamente 0.6°C y en esa centuria, la década de los 90 y en particular 1998 fueron los más calientes. Respecto al siglo XXI se pronostica que para el 2099 la temperatura media de la tierra aumentará entre 1.79 y 3.13°C (Meehl *et al.*, 2007). Como respuesta al cambio climático se esperan modificaciones en la distribución espacial de los organismos, con una migración paulatina del ecuador hacia los polos y de las partes bajas a las altas (Rosenzweig *et al.*, 2007). Estos movimientos se asocian, principalmente, con la temperatura, porque ejerce un efecto directo sobre las tasas de reproducción y la supervivencia de los individuos, o bien por su influencia indirecta sobre las interacciones entre las especies (Bale *et al.*, 2002; Gaston, 2003).

Dado que los insectos tienen ciclos de vida cortos y una dependencia fisiológica con el clima han sido propuestos como ideales para detectar los efectos del cambio climático sobre su distribución, supervivencia y tasas de reproducción (Thomas *et al.*, 2001; Bale *et al.*, 2002; Karban y Strauss, 2004). En particular, las causas del incremento poblacional de los descortezadores han sido motivo de diversas investigaciones (Evangelista *et al.*, 2011; Westfall y Ebata, 2009; Raffa *et al.*, 2008; Edmonds *et al.*, 2005; Williams y Liebhold, 2002; Coulson *et al.*, 1989), para explicar dicho fenómeno mediante hipótesis relacionadas con factores poblacionales intrínsecos (densodependientes) y extrínsecos (abióticos) (Safranyik y Lindton, 1983; Turchin *et al.*, 1999; Turchin *et al.*, 2003; Lombardero *et al.*, 2000; Trzcinski y Reid, 2009).

En el periodo de 2008 a 2009, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae), afectó más de cinco mil hectáreas de bosques de coníferas en el estado de Nuevo León (Semarnat, 2010). Los escarabajos descortezadores se desarrollan en forma natural en los bosques de coníferas e incluso son necesarios para el funcionamiento de los ecosistemas (Wood, 1982). Sin embargo, como resultado de un manejo inadecuado, o en respuesta a factores abióticos de estrés pueden aumentar su densidad a niveles que alteren los procesos ecológicos o los servicios ambientales que proporcionan los bosques (Malmström y Raffa, 2000; Kurz *et al.*, 2008; McFarlane y Witson, 2008).

En este trabajo se analiza, con sistemas de información geográfica los datos de distribución y expansión de los brotes de *D. mexicanus* localizados de octubre de 2008 a octubre de 2012, los cuales serán la línea base para conocer los efectos de la topografía, la densidad del bosque y los potenciales efectos del cambio climático en su distribución.



INTRODUCTION

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) states that the mean surface temperature of the earth increased approximately by 0.6 °C in the XXth century, and that the 1990s were the hottest years, particularly 1998. As for the XXIst century, the mean temperature of the earth is prognosticated to increase by 1.79 to 3.13°C for the year 2099 (Meehl *et al.*, 2007). As a response to climate change, modifications in the spatial distribution of organisms are expected to occur, with a gradual migration from the equator toward the poles and from the lower to the higher areas (Rosenzweig *et al.*, 2007). These movements are mainly associated with temperature, which exerts a direct effect on the reproduction rates and the survival of the individuals, or has an indirect influence on the interactions between species (Bale *et al.*, 2002; Gaston, 2003).

The short life cycles and physiologically dependence on the climate of these insects are ideal characteristics for the detection of the effects of climate change on their distribution, survival, and reproduction rates (Thomas *et al.*, 2001; Bale *et al.*, 2002; Karban and Strauss, 2004). In particular, the causes of the population increase of the pine beetles have been the topic of various researches (Evangelista *et al.*, 2011; Westfall and Ebata, 2009; Raffa *et al.*, 2008; Edmonds *et al.*, 2005; Williams and Liebhold, 2002; Coulson *et al.*, 1989) intended to explain this phenomenon by means of hypotheses related to intrinsic (density-dependent) and extrinsic (abiotic) populational factors (Safranyik and Lindton, 1983; Turchin *et al.*, 1999; Turchin *et al.*, 2003; Lombardero *et al.*, 2000; Trzcinski and Reid, 2009).

During the 2008-2009 period, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae), affected more than five thousand hectares of conifer forests in the state of Nuevo León (Semarnat, 2010). Pine beetles develop naturally in conifer forests and are even necessary for the functioning of the ecosystems (Wood, 1982). However, as a result of inappropriate handling, or in response to abiotic stress factors, their density may increase to levels that will affect the ecological processes or the environmental services provided by the forests (Malmström and Raffa, 2000; Kurz *et al.*, 2008; McFarlane and Witson, 2008).

Using geographic information systems, this paper analyses the data on the distribution and expansion of the outbreaks of *D. mexicanus* located between October 2008 and October 2012, which will be the baseline to find out the effects of topography, as well as the density of the forest and the potential effects of the climate change on its distribution.

MATERIALS AND METHODS

The study area was located in the south of the state of Nuevo León, in the northeast of Mexico, between the coordinates

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubicó en el sur del estado de Nuevo León. En el noreste mexicano, entre las coordenadas: 1) 24° 15' 00", 99° 54' 30"; 2) 24° 15' 00", 99° 48' 30"; 3) 24° 30' 00", 99° 48' 30" y 4) 24° 30' 00" 99° 54' 22". Los bosques se localizan en la subprovincia de la Gran Sierra Plegada en la Sierra Madre Oriental, en la que dominan las capas plegadas de roca caliza y lutitas. Los suelos son de tipo litosol y Regosol, con textura media (INEGI, 1982). El clima es templado sub-húmedo con lluvias en verano C (W₁) (Köppen modificado por García, 1973). La vegetación está compuesta por bosques puros de *Pinus cembroides* Zucc.

Se localizaron y cuantificaron las áreas con *Dendroctonus mexicanus* en los años 2008, 2010 y 2012. En octubre de 2008 la detección se llevó a cabo con un vuelo en helicóptero durante el cual se registró la presencia de árboles con cambios de coloración en el follaje (verde limón, verde-rojizo y rojizo), que se considera un buen indicador de la existencia de descortezadores (Wulder *et al.*, 2006).

Las zonas con síntomas de ataque por *D. mexicanus* fueron proyectadas en forma manual en un mapa topográfico escala 1:50 000. Posteriormente, aquellas con posible afectación se verificaron en tierra, mediante la colecta directa de ejemplares o por la presencia de galerías (Cibrián *et al.*, 1995). A continuación se procedió a registrar las coordenadas de todos los vértices del área infestada mediante recorridos a pie, además se ubicaron los frentes de avance del insecto, los cuales se caracterizan porque el arbolado evidencia las primeras etapas de la colonización.

En octubre de 2010 se realizaron nuevamente los recorridos a pie para incorporar las áreas afectadas en los pasados dos años, redelimitar los polígonos iniciales e integrar los nuevos brotes. Cuatro años después, en octubre de 2012, se hizo un vuelo en helicóptero para localizar infestaciones recientes y el crecimiento de los polígonos iniciales. Se registraron las coordenadas correspondientes desde el aire y, posteriormente, fueron verificadas en tierra, al igual que la presencia de *D. mexicanus*.

Para el cálculo de las superficies se elaboró un mapa, a partir del procesamiento digital de una imagen LANDSAT TM tomada el 26 de junio de 1994, esta se procesó con los programas ERDAS TM versión 7.5 IMAGETM versión 8.02. El Sistema de Información Geográfica (SIG) se integró mediante el programa ARC/INFO TM, para lo cual se capturó, de manera digital, la carta de uso del suelo con la clave G14C77 "La Ascensión" (Detenal, 1978), y sobre este se posicionaron los polígonos con los datos de campo correspondientes a cada uno de los años (2008, 2010 y 2012) y se cuantificaron las superficies afectadas.



1) 24° 15' 00", 99° 54' 30"; 2) 24° 15' 00", 99° 48' 30"; 3) 24° 30' 00", 99° 48' 30" and 4) 24° 30' 00" 99° 54' 22". The forests are located in the Gran Sierra Plegada subprovince of the Sierra Madre Oriental, where folded layers of limestone and lutite rocks prevail. The soils are of the medium-textured Lithosol and Regosol types (INEGI, 1982). The C (W₁) climate is temperate, sub-humid, with summer rains (Köppen modified by García, 1973). The vegetation consists of pure *Pinus cembroides* Zucc. forests.

The areas with *Dendroctonus mexicanus* were localized and quantified in the years 2008, 2010 and 2012. In October 2008 detection was carried out from a helicopter; during the flight, changes of color (lime green, reddish-green and reddish) were observed in the leaves of the trees -a good indicator of the presence of pine beetle (Wulder *et al.*, 2006).

The areas with symptoms of attack by *D. mexicanus* were manually projected on a topographic map with scale 1:50 000. Subsequently, those areas with a potential affectation were verified on land through direct collection of specimens or by the presence of galleries (Cibrián *et al.*, 1995). The coordinates of all the vertices of the infested area were then recorded by making rounds on foot; besides, the advancing fronts of the infestation by the insect -characterized by evidence in the trees of the first stages of colonization- were located.

In October 2010 new rounds on foot were carried out to incorporate those areas during the last two years, redelimit the initial areas and integrate the new outbreaks. Again after four years later, in October 2012, a helicopter was flown to locate recent infestations and detect the growth of the initial infested areas. The corresponding coordinates were recorded from the air were subsequently verified on land, as was the presence of *D. mexicanus*.

A map was created for surface area calculation, based on the digital processing of a LANDSAT TM image taken on June 26th, 1994; this image was processed with ERDASTM version 7.5 and IMAGETM version 8.02 software. The Geographic Information System (GIS) was integrated with the ARC/INFO TM software; for this purpose, the soil use chart with the code G14C77 "La Ascensión" (Detenal, 1978) was digitalized, the field data for each year (2008, 2010 and 2012) were superimposed on the polygons, and the affected surfaces were quantified.

RESULTS AND DISCUSSION

The monitored surface was estimated to be 30 200 has, of which 11 693.5 has are *P. cembroides* forests. The surface affected by *D. mexicanus* between October 2008 and October 2012 was 1 428.95 has, which amount to 12% of the surface occupied by *P. cembroides* in that area.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La superficie monitoreada se estimó en 30 200 ha, de las cuales 11 693.5 ha son bosques de *P. cembroides*. La superficie afectada por *D. mexicanus* entre octubre de 2008 y octubre de 2012 fue de 1 428.95 ha, que equivale a 12% del área ocupada por *P. cembroides* en la zona.

La cantidad de hectáreas infestadas disminuyó considerablemente desde el primer recorrido en 2008, en el que se estimaron 438.5 ha hasta el último, en octubre de 2012, con solo 74.1 ha (Figura 1). El número de brotes activos tuvo un incremento en 2010 y se redujo en 2012 (Figura 2).

En 2008, los ocho brotes activos (438.5 ha) tuvieron exposición cenital, en altitudes de 1 960 a 2 520 m; aunque existían hospederos disponibles en zonas abajo de la cota de 1 960 m, no se observaron brotes activos. Este comportamiento podría deberse a que las condiciones climáticas en las cimas de las montañas son más severas que en las laderas, ya que de acuerdo con Bennie *et al.* (2008) la pendiente incide en la cantidad de radiación solar interceptada por la superficie, en consecuencia influye en las tasas de evapotranspiración y el contenido de humedad en el suelo, principalmente, en las laderas con exposición sur; lo que provoca que los árboles sean más débiles y, por lo tanto, más vulnerables al ataque que los ubicados en posición cenital. En 2010 se localizaron 23 brotes activos que ocupaban 916 ha, 34% tuvo lugar en las cúspides de entre 1 820 y 2 700 msnm, mientras que 65% se localizó en laderas con exposiciones este y oeste en respuesta a la expansión de los brotes de 2008 ubicados en las cimas, lo cual indica un movimiento dominado por la disponibilidad de hospederos en las laderas y la muerte de los árboles situados en la parte alta, como resultado de los ataques previos.

En 2012 se identificaron 10 brotes activos en 74.1 ha, de ellos 70% se desarrollaron en las cimas y únicamente 30% en laderas con exposiciones oeste y norte.

La superficie dañada que se calculó para 2008 pudo tener afectaciones históricas por *D. mexicanus*; sin embargo, no fue posible discriminarlas porque no existen evaluaciones previas publicadas de la superficie con presencia del descortezador. El aumento del territorio infectado entre 2008 y 2010 obedece tanto a la incorporación en los registros de 2008 de nuevas áreas con brotes (61%), como a la presencia de brotes iniciales (39%). En 2012, pese a que hubo un decremento significativo en la superficie afectada, 40% de los brotes detectados fueron de expansión hacia las laderas de los brotes localizados en 2010 y 60% correspondieron a los brotes iniciales, en su mayoría (70%) ubicados en las cúspides (Figura 3).

The amount of infested hectares diminished considerably since the first round in 2008, when 438.5 has were estimated, until the last round, in October 2012, when only 74.1 has were found to be infested (Figure 1). The number of active outbreaks increased in 2010 and diminished in 2012 (Figure 2).

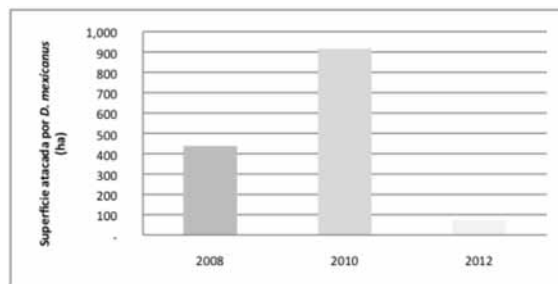


Figura 1. Superficie atacada por *Dendroctonus mexicanus* Hopkins en el área de estudio dentro del municipio de Aramberri, N.L. (2008 a 2012).

Figure 1. Surface attacked by *Dendroctonus mexicanus* Hopkins in the study area within the municipality of Aramberri, N.L. (2008 to 2012).

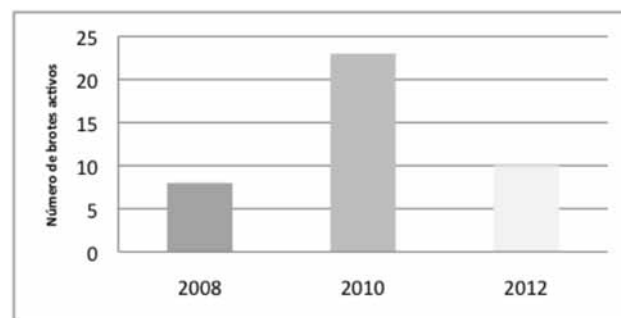


Figura 2. Brotes activos de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins en el municipio de Aramberri, N.L. (2008 a 2012).

Figure 2. Active outbreaks of *Dendroctonus mexicanus* Hopkins in the municipality of Aramberri, N.L. (2008 to 2012).

In 2008, the eight active outbreaks (438.5 has) had a zenithal exposure, at altitudes between 1 960 and 2 520 m; although there were available hosts in the low areas of the 1 960 m limit, no active outbreaks were observed. This behavior may be due to the fact that the climatic conditions on the mountaintops are more severe than on the mountainsides, since, according to Bennie *et al.* (2008), the slope has an impact on the amount of solar radiation intercepted by the surface and consequently influences the evapotranspiration rates and the moisture content of the soil, especially on the mountainsides with southern exposure, which causes the trees to be weaker and, therefore, more vulnerable to the attack than those located in a zenithal position. In 2012, 23 active outbreaks were located on a surface of 916 has. 34% of them occurred on mountaintops at altitudes of 1 820 to 2 700 masl, while 65% were located on mountainsides with eastern and western exposure in response



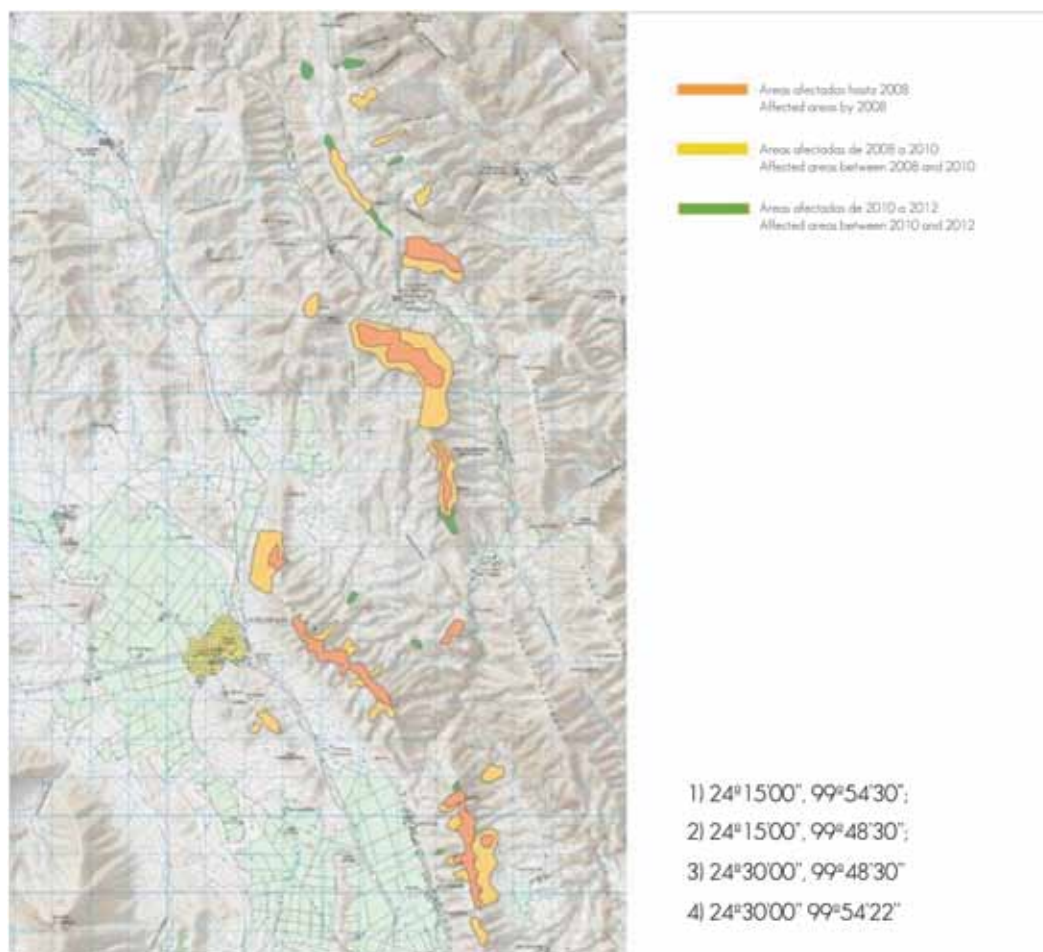


Figura 3. Áreas afectadas por *Dendroctonus mexicanus* Hopkins en Aramberri, NL, evaluadas en 2008, 2010 y 2012.

Figure 3. Areas affected by *Dendroctonus mexicanus* Hopkins in Aramberri, NL., assessed in 2008, 2010 and 2012.

La altitud media en la que se observaron los brotes fue de $2\ 330 \pm 235$ m, con una moda de 2 250 msnm. El brote activo con la menor altitud se identificó en 2010, en la cota de 1 820 msnm y el de mayor altitud a 3 260 m, en 2012, este último es el punto más alto que alcanza el área de estudio. La distribución altitudinal citada por Salinas-Moreno *et al.* (2004) para *D. mexicanus* es de 1 600 a 2 800 ms.n.m., por lo que su presencia a 3 260 msnm lo ubica fuera de su intervalo de distribución, y, por lo tanto, es un nuevo registro para México.

Los brotes tuvieron una presencia descendente (83%); es decir, al inicio de las cimas, o en las partes altas de las laderas, con dirección hacia las partes bajas; por lo que la densidad de los bosques podría tener un papel importante para el inicio y expansión de los brotes de *D. mexicanus* en esta zona. La mayor densidad de los árboles implica más competencia entre ellos, lo que reduciría el vigor del arbolado. En el estudio realizado por Treviño-Garza (2001), se consigna evidencia de los cambios de densidad de los bosques de *Pinus cembroides*

to the expansion of the outbreaks of 2008 on the mountaintops, which is indicative of a movement dominated by the availability of hosts on the mountainsides, as well as by the death of the trees on the higher part as a result of previous attacks.

In 2012, 10 active outbreaks were identified on a surface of 74.1 has; 70% developed on the mountaintops, and only 30% on mountainsides with western and northern exposures.

The damaged surface estimated for 2008 may have had historical affectations by *D. mexicanus*. However, it was not possible to discriminate these because no previous assessments have been published about the surface where pine beetles had been present. The increase of the infested territory between 2008 and 2010 is due to both the incorporation of new areas with outbreaks (61%) to the 2008 records and to the presence of initial outbreaks (39%). Although the affected surface was significantly reduced in 2012, 40% of the detected outbreaks were expansions of the outbreaks located in 2010 toward the

en la misma área de estudio: los rodales cerrados y densos se distribuyen básicamente en las cúspides, mientras los bosques abiertos se localizan en las partes bajas, en los límites entre zonas agrícolas y de pastizal.

Además, la orientación de la pendiente (cúspide o ladera) tiene un papel determinante en la cantidad de energía solar que incide sobre la superficie terrestre, de tal manera que se crean gradientes de radiación solar que afectan directa o indirectamente los procesos biofísicos, así como el calentamiento del suelo o del aire que afectan el balance hídrico y la producción primaria (Davis *et al.*, 1989; Brown, 1991; Davis *et al.*, 1992; Dubayah, 1992; Bennie *et al.*, 2008); por lo que los árboles situados en las cimas están expuestos a más radiación solar y a temperaturas extremas, condiciones que los debilitan y los hacen vulnerables al ataque de *D. mexicanus*. Lo anterior coincide con Robertson *et al.* (2009) quienes señalan que la topografía es determinante para las expansiones de las poblaciones de descortezadores.

En este sentido, los efectos de la temperatura y la radiación solar sobre los bosques de *P. cembroides* de Aramberri podrían ser más notorios en las cimas, la presencia de *D. mexicanus* en altitudes superiores a 3 000 m sugiere un desplazamiento de la especie a sitios con altitudes superiores, lo cual es coincidente con las predicciones de Rosenzweig *et al.* (2007).

CONCLUSIONES

La superficie afectada por *D. mexicanus* en el área de estudio en el periodo 2008 - 2012 fue de 1 428.95 ha de bosques de *Pinus cembroides*. Los ataques se presentaron en el intervalo altitudinal de 1 900 -3 260 m. La mayoría de las infestaciones se iniciaron en las cimas y partes altas de las laderas, zonas que se caracterizan por tener bosques más densos que en las partes bajas, lo cual sugiere que el área basal tiene un papel importante en el inicio de la infestación, una vez que los insectos se establecen, su expansión se efectúa hacia menores altitudes donde existen nuevos hospederos. Por otra parte, la orientación de la pendiente tiene un papel determinante en la cantidad de energía solar que llega al sistema ambiental e incide sobre los procesos fisiológicos de las plantas, mediante la alteración de su capacidad de defensa.

En un primer análisis, la preferencia de ataque de *D. mexicanus* en las cimas de los cerros, aparenta contradecir la teoría del movimiento de los descortezadores hacia mayores altitudes, ya que el movimiento observado es descendente, en función de la disponibilidad de hospederos, sin embargo, la presencia de *D. mexicanus* en altitudes mayores a las citadas en la literatura la confirma.

Los bosques estudiados se localizan en la frontera sur de la distribución de *P. cembroides* en Nuevo León, limitan con el

mountainsides, and 60% corresponded to the initial outbreaks, located mostly (70%) on the mountaintops (Figure 3).

The average altitude at which the outbreaks were observed was 2 330±235 m, with a mode of 2 250 masl. The active outbreak at the lowest altitude was identified in 2010, at the limit altitude of 1 820 masl, and that located at the highest altitude, at 3 260 m, was identified in 2012; this is the highest point in the study area. The altitude distribution cited by Salinas-Moreno *et al.* (2004) for *D. mexicanus* is 1 600 to 2 800 masl; therefore, its presence at 3 260 masl is outside its distribution interval, and thus, a new register for Mexico.

The outbreaks had a descending occurrence (83%), *i.e.*, they moved from the beginning of the mountaintops or the higher parts of the mountainsides toward the lower parts; for this reason, the density of the forests may play a role in the onset and expansion of the *D. mexicanus* outbreaks in this area. The higher tree density implies more competition among them, which may have reduce the vigor of the forest. The study by Treviño-Garza (2001) shows evidence of the changes in the density of the *Pinus cembroides* forests within the same study area: the thick, dense stands are distributed basically on the mountaintops, while the open forests lie on the lower areas, on the limits between the agricultural areas and the grasslands.

Furthermore, the orientation of the slope (mountaintop or side) plays a determining role on the amount of solar energy which falls on the terrestrial surface, so that gradients of solar radiation are created which directly or indirectly affect the biophysical processes, as well as the warming of the soil or of the air that in turn affect the water balance and the primary production (Davis *et al.*, 1989; Brown, 1991; Davis *et al.*, 1992; Dubayah, 1992; Bennie *et al.*, 2008). For this reason, the trees closest to the mountaintops are exposed to more solar radiation and to extreme temperatures; both these conditions weaken them and make them vulnerable to attack by *D. mexicanus*. These results agree with those of Robertson *et al.* (2009), who point out that topography is decisive for the expansion of pine beetle populations.

In this sense, the effects of temperature and solar radiation on the *P. cembroides* forests of Aramberri may be more evident on the mountaintops; the presence of *D. mexicanus* at altitudes over 3 000 m suggests a displacement of the species to higher sites, which coincides with the predictions by Rosenzweig *et al.* (2007).

CONCLUSIONS

The surface affected by *D. mexicanus* on the study area during the 2008-2012 period was 1 428.95 has of *Pinus cembroides* forests. The attacks occurred at the altitude interval of 1 900 -3 260 m. Most infestations began at the mountaintops and high parts of the mountainsides, areas characterized by a higher forest

Altiplano Mexicano, lo cual los coloca en condiciones de aridez superiores a las que tiene este ecosistema en sus extremos norte y este. Por lo que las infestaciones en la parte sur-oeste de la distribución de *P. cembraeoides* podrían ser un indicador de la declinación de los bosques del área estudiada, en la que los insectos estarían actuando como agentes de selección natural ante el cambio climático, mediante la eliminación de los bosques debilitados, y está restringiendo su distribución natural hacia áreas con mejores condiciones ambientales. 🍂

REFERENCIAS

Bale, J. S., G. J. Masters, I. D. Hodkinson, C. Awmack, T. M. Bezemer, V. K. Brown, J. Butterfield, J. C. Coulson, J. Farrar, E. G. Good, R. Harrington, S. Hartley, T. H. Jones, R. L. Lindroth, M. C. Press, I. Symeonidis, A. D. Watt and J. B. Whittaker. 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperatures on insect herbivores. *Global Change Biology* 8:1-16.

Bennie, J., B. Huntley, A. Wiltshire, M. O. Hill and R. Baxter. 2008. Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling* 216(1):47-59.

Brown, D. 1991. Topoclimatic models of an alpine environment using digital elevation models within a GIS. In: *Proceedings of GIS/LIS 1991*, October 28-November 1. Atlanta, GA USA. Vol. 2. pp. 835-844.

Cibrián T., D., J. T. Méndez M., R. Campos B., H. O. Yates III y J. Flores L. 1995. *Insectos forestales de México/ Forest insects of Mexico*. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México, México. 453 p.

Coulson, R., R. M. Feldman, P. J. H. Sharpe, P. E. Pulley, T. L. Wagner and T. L. Payne. 1989. An overview of the TAMBEETLE model of *Dendroctonus frontalis* population dynamics. *Holarctic Ecology* 12: 445-450.

Davis, F., R. Dubayah, J. Dozier and F. Hall. 1989. Covariance of greenness and terrain variables over the Konza Prairie. In: *Proceedings of IGARSS 1989*. Vancouver, Canada. pp.1322-1325.

Davis, F., S. Schimied, A. Friedlm, T. Kiittel, R. Dubayah and J. Dozier. 1992. Covariance of biophysical data with digital topographic and land use maps over the FIFE site. *Journal of Geophysica* 97 (19): 9-19.

Dirección de Estudios del Territorio Nacional (Defenal). 1978. Carta de uso del suelo, G14-C77 "La Ascensión", escala 1:50 000, México, D.F. México. s/p.

Dubayah, R. 1992. Estimating net solar radiation using Landsat Thematic Mapper and digital elevation data. *Water Resources Research* 28: 2469-2484.

Edmonds, R., J. K. Agee and R. J. Gara. 2005. *Forest health and protection*. America Waveland Press, Inc. Long Grove, IL USA. 648 p.

Evangelista, P. H., S. Kumar, T. J. Stohlgren and N. E. Young. 2011. Assessing forest vulnerability and the potential distribution of pine beetles under current and future climate scenarios in the Interior West of the US. *Forest. Ecol. Manag.* 262: 307-316.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 146 p.

Gaston, K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press. Oxford, UK. 278 p.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1982. Carta topográfica. La Ascensión, Nuevo León. Escala 1: 50 000. México, D.F. México. s/p.

Karban, R and S. Y. Strauss. 2004. Physiological tolerance, climate change and a northward range shift in the spittlebug, *Philaenus spumarius*. *Ecol. Entomol.* 29: 251-254.

Malmstrom, C. M. and K. F. Raffa. 2000. Biotic disturbance agents in the boreal forest: considerations for vegetation change models. *Global Change Biol.* 6: 35-48.

Mcfarlane, B. L. and D. O. Witsen. 2008. Perceptions of ecological risk associated with mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) infestations in Banff and Kootenay National Parks of Canada. *Risk Analysis* 28: 203-212.

Kurz, W., C. Dymond, G. Stinson, G. Rampley, E. Neilson, A. Carroll, T. Ebata and L. Safranyik. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452:987-990.

density than the lower parts, which suggests that the baseline area plays an important role in the onset of the infestation. Once the insects establish themselves, they expand toward lower altitudes, where new hosts are. On the other hand, the orientation of the slope plays a decisive role in the amount of solar energy that reaches the environmental system and has an impact on the physiological processes of plants, altering their defense capacity.

On a first analysis, the preference shown by *D. mexicanus* for attacking the trees on the mountaintops appears to contradict the theory that the pine beetles move toward higher altitudes, since the observed movement is descendent, depending on the availability of hosts; however, it is confirmed by the presence of *D. mexicanus* at higher altitudes than those cited in literature.

The studied forests are located on the southern distribution border of *P. cembraeoides* in Nuevo León, adjoining the Mexican Highlands, where the conditions of aridity of this ecosystem are higher than in its northern and eastern ends. Thus, infestations in the southwestern areas of distribution of *P. cembraeoides* may be indicative of the forest decline in the study area, where the insects may be acting as agents of natural selection in the face of the climate change, eliminating the weakened forests and narrowing their natural distribution toward areas with better environmental conditions. 🍂

End of the English version

Lombardeiro, M., M. Ayres, B. Ayres and J. Reeve. 2000. Cold tolerance of four species of bark beetle (Coleoptera: Scolytidae) in North America. *Environmental Entomology* 29: 421-432.

Meehl, G. A., C. Covey, T. Delworth, M. Latif, B. McAvaney, J. F. B. Mitchell, R. J. Stouffer and K. E. Taylor. 2007. Global climate projections. In: Solomon, S. (ed.). *Climate Change: The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, U. K. pp. 747- 845.

Raffa, K. F., B. H. Aukema, B. J. Bentz, A. L. Carroll, J. A. Hicke, M. G. Turner and W. H. Romme. 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58: 501-517.

Robertson, C., T. A. Nelson, D. E. Jelinski, M. A. Wulder and B. Boots. 2009. Spatial-temporal analysis of species range expansion: the case of the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae*. *Journal of Biogeography* 36(8): 1446-1458.

Rosenzweig, C., G. Casassa, D. J. Karoly, A. Ineson, C. Liu, A. Menzel, S. Rawlins, T. L. Root, B. Seguin and P. Tryjanowski. 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability (Intergovernmental Panel on Climate Change)*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 79- 131.

Safranyik, L. and D.A. Linton. 1983. Brood production by three spp. of *Dendroctonus* (Coleoptera: Scolytidae) in bolts of host and non-host trees. *J. Entomol. Soc. Br. Columbia* 80: 10-13.

Salinas-Moreno Y., M. G. Mendoza, M. A. Barrios, R. Cisneros, J. Macías S. and G. Zúñiga. 2004. Areography of the genus *Dendroctonus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in México. *J Biogeogr.* 31: 1163-1177.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2010. Superficies afectadas por plagas y enfermedades http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.135_80_80/ibi_apps/WFServletOae6.html (20 de noviembre de 2012).
- Thomas, R., B. Csatho, C. Davis, C. Kim, W. Krabill, S. Manizade, J. McConnell and J. Sonntag. 2001. Mass balance of higher-elevation parts of the Greenland ice sheet, *J. Geophys. Res.* 106(33):707- 716 p.
- Treviño-Garza, E. 2001. Estratificación de la información en el procesamiento digital de imágenes de satélite aplicado a la cartografía de los bosques de *Pinus cembroides* *Investigaciones Geográficas* 44:54-63.
- Trzcinski, M. and M. Reid. 2009. Intrinsic and extrinsic determinants of mountain pine beetle population growth. *Agric. Forest Entomol.* 11: 185-196.
- Turchin, P., A. D. Taylor and J. D. Reeve. 1999. Dynamical role of predators in population cycles of a forest insect: an experimental test. *Science* 285: 1068- 1070.
- Turchin, P. 2003. *Complex population dynamics: a theoretical/empirical synthesis.* Princeton University Press. Princeton, NJ USA. 456 p.
- Westfall, J. and T. Ebata. 2009. Summary of forest health conditions in British Columbia. Pest Management Report 15. British Columbia Ministry of Forests and Range. British Columbia, Canada. 76 p.
- Williams, D. and A. Liebhold. 2002. Climate change and outbreak ranges of two Northamerican beetles. *Agricultural and Agroforestry Entomology* 4: 87-99.
- Wood, S. L. 1982. The bark and Ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae). A taxonomic monograph. Great Basin Naturalist Memoirs. Number 6. Brigham Young University. Pro, UT USA. 1359 p.
- Wulder, M. A., J. C. White, B. Bentz, M. F. Alvarez and N. C. Coops. 2006. Estimating the probability of Mountain Pine Beetle red attack damage. *Remote Sens. Environ.* 101: 150-166.



Juan Rentería Ánima, 2013.