



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.256>

Artículo

**Efecto de la sequía en la distribución y densidad de  
*Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905 en bosques templados**  
**Drought effect over the distribution and density of  
*Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905 in temperate forest**

Diana Pinzón<sup>1</sup>, Gerardo Cuéllar-Rodríguez<sup>2\*</sup>, Enrique Jurado<sup>2</sup> y  
Marco Aurelio González-Tagle<sup>2</sup>

**Abstract:**

The temperate forests of *Nuevo León* are susceptible to the attack of *Dendroctonus* bark beetles, which are considered the most destructive insects in Mexican pine forests. These insects play an important role in forests; however at high densities they can alter some ecological processes. In this study, the infestations of *Dendroctonus mexicanus* are described according to the altitude at which the outbreaks occur, to the infested area, and to the temporary changes of these variables from 2008 to 2012. In addition, the relationship between the number of infested hectares and the standardized precipitation index is analyzed. From 2008 to 2012, 1 435.13 hectares were found to be infested. The infestations were located at an altitude between 1 176 and 3 010 masl, covering practically the entire distribution of the genus *Pinus* in the area. In the study period there was no evidence of an increase in the altitude at which the infestations occurred; however, an increase in the altitudinal range is observed. The high mortality caused by *D. mexicanus* to *Pinus*, regardless of the altitude at which they are found, is an indicator of the expansion of the regional altitudinal range of *D. mexicanus* after a dry year.

**Key words:** Climate change, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905, population dynamics, bark beetles, altitudinal range, forest pest.

**Resumen:**

Los bosques templados de *Nuevo León* son susceptibles al ataque de insectos descortezadores del género *Dendroctonus*, los cuales son considerados como los más destructivos en bosques de pino en México; donde tienen un papel importante, ya que a densidades altas pueden alterar los procesos ecológicos. En este estudio se caracterizaron las infestaciones por *Dendroctonus mexicanus* con base en la altitud a la que se presentan y la superficie infestada; así como, los cambios temporales de estas variables de 2008 a 2012; además, se analizó la relación entre el número de hectáreas afectadas y el índice de precipitación estandarizada. Se contabilizaron 1 435.13 ha dañadas de 2008 a 2012. Las infestaciones se registraron desde los 1 176 hasta 3 010 msnm, que cubren, prácticamente, toda la distribución del género *Pinus* en la zona. En el periodo estudiado no se observó evidencia de un incremento en la altitud a la que se localizaron los insectos; pero sí, un aumento en el intervalo altitudinal. La alta mortalidad causada por *D. mexicanus* en hospederos del género *Pinus*, independientemente de la altitud a la que se ubiquen, es un indicador de la expansión del intervalo altitudinal regional de *D. mexicanus* después de un año seco.

**Palabras clave:** Cambio climático, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905, dinámica poblacional, insectos descortezadores, intervalo altitudinal, plaga forestal.

Fecha de recepción/Reception date: 21 de marzo de 2018

Fecha de aceptación/Acceptance date: 17 de septiembre de 2018

<sup>1</sup>Tundra, Ciencia Ciudadana. México.

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México. Correo-e: entomolab@gmail.com

## Introducción

Los bosques templados del noreste de México se localizan en los sistemas montañosos de la Sierra Madre Oriental. En el estado de Nuevo León existen 451 300 ha de pino o mezclados con encino (Palacio–Prieto *et al.*, 2000). Estos bosques son susceptibles al ataque de insectos descortezadores de la familia Curculionidae, específicamente, de los géneros *Dendroctonus*, *Ips* y *Pseudips*, los cuales son considerados como los más destructivos en los pinares de México (Cibrián *et al.*, 1995) y en los Estados Unidos de América (Wood, 1963; Paine *et al.*, 1997).

Los géneros *Dendroctonus* y *Pinus* están relacionados evolutivamente (Zúñiga *et al.*, 2006), por lo que a densidades bajas son necesarios para el funcionamiento de los ecosistemas (Wood, 1982), pero cuando estas son altas, pueden alterar los procesos ecológicos, la composición, la estructura o los servicios ambientales de los bosques de coníferas (Malmström y Raffa, 2000; Hawkes *et al.*, 2003; Kurz *et al.*, 2008; McFarlane y Witson, 2008; Jenkins *et al.*, 2008).

Las causas del incremento poblacional de los insectos descortezadores se explican mediante hipótesis relacionadas con factores intrínsecos (Coulson *et al.*, 1989; Williams y Liebhold, 2002; Edmonds *et al.*, 2005; Raffa *et al.*, 2008; Westfall y Ebata, 2009; Evangelista *et al.*, 2011), y extrínsecos (Safranyik y Linton, 1998; Turchin *et al.*, 1999; Lombardero *et al.*, 2000; Turchin *et al.*, 2003; Trzcinski y Reid, 2009). Además, el comportamiento del brote puede vincularse a la variabilidad climática (Logan *et al.*, 1999), a la altitud (Rubin-Aguirre *et al.*, 2015) y de manera indirecta a los efectos climáticos asociados a los árboles hospedantes (Bentz, *et al.*, 2010).

Por otro lado, la dependencia de los insectos a la temperatura (Raffa *et al.*, 2008), así como los factores de disminución en la precipitación y la humedad tienen relación directa con la capacidad de defensa de los individuos arbóreos (Wermelinger, 2004; Raffa *et al.*, 2005; Six *et al.*, 2014) y con la sobrevivencia de los insectos en el invierno (Safranyik y Linton, 1998).

En el presente estudio, se analiza el efecto de la sequía, expresada como índice de precipitación estandarizada (IPE), sobre la superficie afectada por *D. mexicanus*

Hopkins 1905; así como los cambios altitudinales que tuvo la población entre 2008 y 2012. Los objetivos fueron: i) caracterizar las infestaciones de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905, con base en la altitud a la que se observan los brotes y la superficie infestada; así como los cambios temporales de esas variables durante cinco años; y ii) correlacionar el número de hectáreas infestadas con el índice de precipitación estandarizada.

## **Materiales y Métodos**

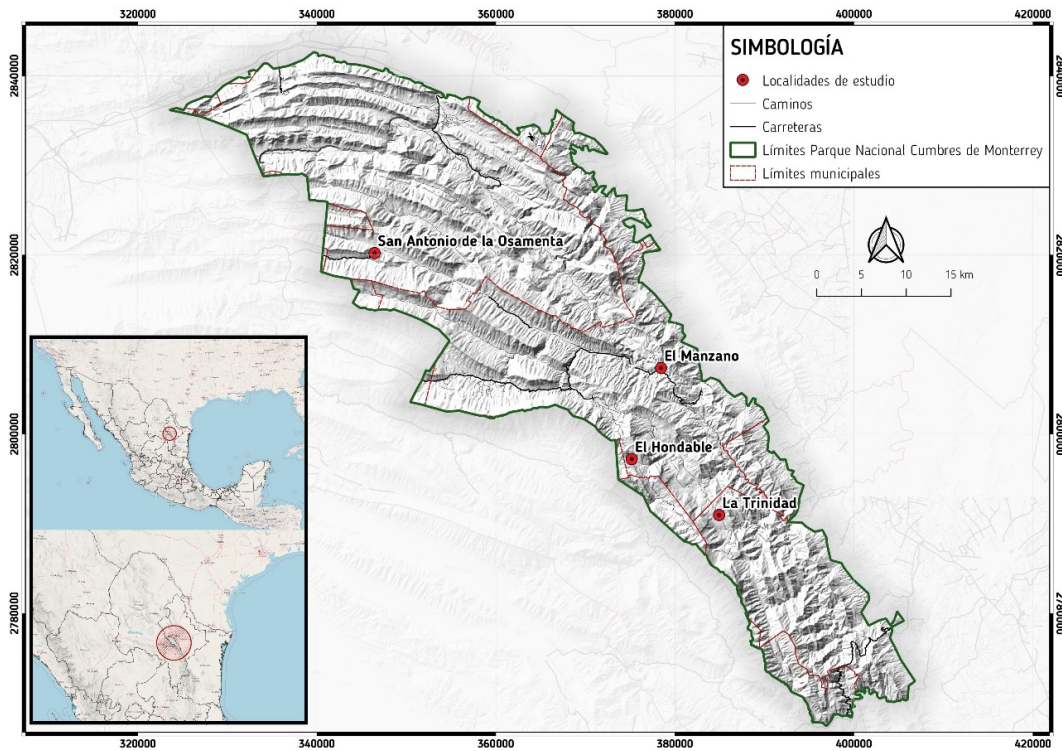
### **Descripción del área de estudio**

La investigación se realizó en los bosques templados de pino y pino-encino ubicados dentro del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), en la zona oeste-centro del estado de Nuevo León; en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental. Los tipos de clima son: ( $Cw_1$ ), templado con lluvias en verano y (ACw), Semicálido subhúmedo con lluvias en verano.

### **Trabajo de campo y laboratorio**

Para la identificación de las áreas con presencia de insectos descortezadores se consideró la información generada a partir de los registros de infestación entregados a la administración del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Los datos de ubicación, árbol hospedante, especie de insecto y superficie infestada se verificaron en campo para cada uno de los años (2008 a 2012). Las superficies y las altitudes se registraron con un GPS *Garmin eTrex Legend* y los insectos se identificaron con claves taxonómicas. Las áreas en las que se comprobaron los datos de ubicación y superficie se posicionaron con un sistema de información geográfica (SIG) (*Arc Gis 10.1*), coordenadas en *Datum* WGS84. La altitud se verificó con las cartas topográficas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi) (Rayones: G14C43; Allende: G14C36 y San Antonio de las Alazanas: G14C35). Todas las superficies se

cuantificaron para los cinco años de estudio. Las localidades analizadas se presentan en la Figura 1.



**Figura1.** Mapa de localización de las localidades estudiadas.

Los datos de precipitación y temperatura para calcular el IPE, correspondieron a las estaciones 19 069, 19 048 y 19 002 de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Con este índice fue posible cuantificar el déficit de precipitación en el año, el cual refleja el impacto de la sequía en el ecosistema. Sus valores oscilan entre 2 y -2, son representativos de la variabilidad de la precipitación con respecto a su historial. Los valores negativos ( $\leq -1$ ) se asocian con periodos de sequía; mientras que, los positivos indican un superávit (McKee *et al.*, 1993). El periodo de sequía finalizó cuando el IPE alcanzó valores positivos, que corresponden a precipitaciones más grandes que la mediana (Conagua, 2015).

## Resultados y Discusión

Las cuatro localidades seleccionadas fueron: Hondable, Manzano, (Santiago, N.L.) Trinidad (Montemorelos, N.L.) y San Antonio (Santa Catarina, N.L.). Las especies hospederas fueron: *Pinus pseudostrobus* Lindl. y *P. teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham. en Hondable, Manzano y Trinidad; *P. teocote*, *P. greggii* Engelm. ex Parl. y *P. cembroides* Zucc. en San Antonio, que coinciden con las citadas por Salinas-Moreno (2010) para *D. mexicanus*.

En el periodo de estudio se contabilizaron 1 435.13 ha infestadas por *Dendroctonus mexicanus* (Cuadro 1). El número de hectáreas se analizó mediante análisis de varianza. El 2012 presentó la mayor superficie afectada, con diferencias en relación a todos los años anteriores (2008-2011:  $F=0.003$ , g.l. =3; 2009-2012:  $F=0.05$  g.l.=3; 2010-2012:  $F= 0.05$ , g.l.= 3; 2011-2012:  $F=0.004$ , g.l.= 3). Aunque, en apariencia, el 2010 tuvo más hectáreas afectadas que 2008, 2009 y 2011, no hubo diferencias estadísticas ( $F= 2.35$ , g.l.= 15).

**Cuadro 1.** Superficie con presencia de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905 en las cuatro localidades estudiadas (2008 a 2012).

Localidad	Superficie infestada por <i>D. mexicanus</i>					Total
	2008	2009	2010	2011	2012	
Hondable	53	103.05	99.73	60.78	117.8	434.35
Manzano	4.96	7.54	66.47	65.12	15.96	160.5
Trinidad	17.38	5.18	210.29	25.62	448.38	706.85
San Antonio	26.76	0	0	29.33	77.79	133.88
Total	102.1	115.77	376.49	180.84	659.93	1435.13

El género *Pinus* es el hospedero de *D. mexicanus*, cuyo intervalo altitudinal preferido es de 2 100 a 2 500 m, con variaciones desde 800 hasta 3 400 m (Salinas-Moreno, 2004). En el área de estudio, los hospederos se distribuyen de 1 100 a 3 200 msnm. La menor altitud a la que se presentaron las infestaciones de *D. mexicanus* fue en la Trinidad, a 1 176 msnm en el 2012 y la mayor en San Antonio a 3 010 msnm en el 2011. En general, no se observó un incremento en la altura a la que se desarrollaron las infestaciones; sin embargo, el intervalo altitudinal se amplió en tres de las cuatro localidades (Hondable, Trinidad y San Antonio), para los años 2011 y 2012. De igual manera, aumentó el número de brotes en el mismo período (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Intervalo altitudinal y número de brotes de infestación de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, 1905 en las cuatro localidades estudiadas (2008 a 2012).

<b>Localidad</b>	<b>Año</b>	<b>Número de brotes año<sup>-1</sup></b>	<b>Intervalo altitudinal (m)</b>
Hondable	2008	1	200
	2009	2	381
	2010	6	281
	2011	1	561*
	2012	18	684*
Manzano	2008	1	140
	2009	1	50
	2010	5	319*
	2011	10	186

	2012	6	149
	2008	3	730
	2009	2	78
Trinidad	2010	3	162
	2011	1	461
	2012	22	1139*
	2008	2	260
	2009	0	0
San Antonio	2010	0	0
	2011	6	891*
	2012	12	778*

\* = Años en los que aumentó el intervalo altitudinal.

Se observó un incremento generalizado en la mortalidad de *Pinus*, independientemente de la altitud, lo que podría ser un indicador de expansión de su distribución regional. En bosques de *P. ponderosa* en el sur de los Estados Unidos de América se registró que diversas especies de escolítidos provocaron altas tasas de mortalidad en sitios situados a menores altitudes y mayores grados de sequía (Negrón y Popp, 2004; Negrón *et al.*, 2009). La misma tendencia se documentó en bosques de Michoacán, con gran abundancia de escolítidos en áreas de baja altitud (Rubin-Aguirre *et al.*, 2015).

En todas las localidades, el año más seco fue 2011 (Cuadro 3), lo que posiblemente generó estrés hídrico y debilitamiento de los árboles (Allen *et al.*, 2010; Allen *et al.*, 2015); además, aumenta la densidad poblacional de los insectos descortezadores (Bentz *et al.*, 1991; Safranyk y Linton, 1998; Ungerer *et al.*, 1999; Raffa *et al.*, 2008).

**Cuadro 3.** Índice de precipitación estandarizada (IPE) y área infestada en bosques templados de las cuatro localidades estudiadas.

<b>Localidad</b>	<b>Año</b>	<b>Área</b>	<b>IPE</b>	<b>Coefficiente de correlación</b>
Hondable	2008	53	-1.62 <sup>*</sup>	0.97
	2009	103.05	-1.55 <sup>*</sup>	
	2010	99.73	1.84 <sup>**</sup>	
	2011	60.77	-1.82 <sup>*</sup>	
	2012	117.8	1.95 <sup>**</sup>	
Manzano	2008	4.96	0.138 <sup>**</sup>	0.60
	2009	7.54	-1.55 <sup>*</sup>	
	2010	66.47	1.84 <sup>**</sup>	
	2011	65.12	-2.00 <sup>*</sup>	
	2012	16.15	1.95 <sup>**</sup>	
Trinidad	2008	17.38	-1.16 <sup>***</sup>	0.77
	2009	5.18	-1.33 <sup>***</sup>	
	2010	210.29	1.86 <sup>**</sup>	
	2011	25.62	-1.33 <sup>***</sup>	
	2012	448.38	-1.22 <sup>***</sup>	
San Antonio	2008	26.76	0.95 <sup>**</sup>	0.93
	2009	0	0.68 <sup>**</sup>	
	2010	0	0.73 <sup>**</sup>	
	2011	29.33	-2.00 <sup>*</sup>	
	2012	77.79	-1.50 <sup>*</sup>	

\* = Año extremadamente seco; \*\* = Año húmedo, Año normal; \*\*\* = Año moderadamente seco.



En el presente estudio, solo la localidad Hondable registró una correlación alta entre la superficie afectada y el índice de precipitación estandarizada correspondiente al mismo año ( $R^2=-0.72$ ). Manzano ( $R^2= 0.08$ ), Trinidad ( $R^2= 0.05$ ) y San Antonio ( $R^2= -0.16$ ) no se obtuvieron correlaciones. El resultado de Hondable puede deberse a que en tres de los cinco años considerados tuvieron IPE con sequía extrema. Sin embargo, sus efectos sobre las poblaciones de descortezadores no se observan siempre, el mismo año, sino en uno posterior.

En Oregón, las infestaciones por *D. ponderosa* se correlacionaron con la precipitación tanto del año en que se registró el incremento poblacional, como con la del inmediato anterior (Preisler *et al.*, 2012).

En las cuatro localidades, se determinó una correlación negativa alta entre el índice de precipitación estandarizada y la superficie infestada al año siguiente (Hondable:  $R^2=-0.97$ ; Manzano:  $R^2=-0.60$ ; Trinidad:  $R^2=-0.77$ ; San Antonio:  $R^2=-0.93$ ); los datos se presentan en el Cuadro 3. Esta correlación puede ser explicada debido a que algunos eventos climáticos extremos provocan abundancia de recursos para ciertas especies de descortezadores (Gandhi y Herms, 2010).

En el año 2012 se registraron mayores superficies infestadas e intervalos altitudinales más amplios (1 176-2 936 msnm); además de, un IPE de moderado a extremadamente seco en 2011 y 2012, ambas situaciones podrían representar un efecto acumulado de sequía en los árboles, particularmente en la localidad la Trinidad, en donde 2008 y 2009 fueron años secos y en 2010 se observó un incremento sustancial de la superficie infestada. En la misma localidad, 2011 y 2012 también fueron secos y en 2012 se tuvo un incremento en la superficie infestada.

Nealis y Peter 2009) indican una expansión en la distribución de los insectos, debido a que se crean nuevos nichos por el incremento en la temperatura. Aunque, la respuesta de los descortezadores al cambio climático parece no ser lineal, sino más compleja, ya que se tienen efectos directos en su población y sobre sus hospederos, lo cual dificulta su análisis (Bentz *et al.*, 2010). Para diversas especies de escolítidos se ha demostrado que los aumentos en el intervalo altitudinal de las

infestaciones se relacionan con veranos secos (Marini *et al.*, 2012); por lo tanto, se considera que el clima es un factor limitante más importante que la disponibilidad de hospederos (Bentz *et al.*, 2010). De la misma manera, en otros estudios se registra que las temperaturas más cálidas están relacionadas con la reproducción y la sobrevivencia de los escolítidos (Bentz *et al.*, 1991; Tykarski, 2006).

No se encontró evidencia de un incremento en la altitud a la que se presentaron las infestaciones entre 2008 y 2012; sin embargo, se observa un aumento en el intervalo altitudinal. En 2008 las infestaciones se presentaron entre los 1 471 y los 2 300 msnm (intervalo de 829 m); mientras que en 2012, las infestaciones ocurrieron entre 1 176 y 2 936 msnm (intervalo de 1 760 m).

## Conclusiones

En el periodo 2008-2012 se contabilizaron 1 435.13 ha infestadas con *D. mexicanus*, con un incremento en el último año.

Las infestaciones de *D. mexicanus* se presentaron entre 1 176 a 3 010 msnm; es decir, casi la totalidad del intervalo altitudinal en el cual se distribuyen sus hospederos: 1 100 a 3 200 m.

La alta mortalidad causada por *D. mexicanus* en el género *Pinus*, independientemente de la altitud en la que se distribuyen, es un indicador de la expansión del intervalo altitudinal regional de *D. mexicanus*, después de un año seco.

El índice de precipitación estandarizada se correlaciona negativamente con la superficie afectada por *D. mexicanus* en el año siguiente al que se presenta la sequía, o bien como efecto acumulativo de dos años con escasez de agua, de tal forma que la superficie afectada aumenta, cuando el IPE presenta valores negativos.

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca de maestría otorgada a la Ing. Diana Pinzón Moncada.

## **Conflicto de intereses**

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## **Contribución por autor**

Diana Pinzón: toma de datos de campo y análisis estadístico; Gerardo Cuéllar-Rodríguez: análisis de datos, búsqueda de literatura y redacción del documento; Enrique Jurado: fundamentación, redacción y edición del documento; Marco Aurelio González-Tagle: redacción y edición del documento.

## **Referencias**

- Allen, C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, T. Kitzberger, A. Rigling, D. D. Breshears, E. H. T. Hogg, P. González, R. Fensham, Z. Zhang, J. Castro, N. Deminova, J. H. Lim, G. Allard, S. W. Running, A. Semerci and N. Cobb. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259(4): 660-684. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.001.
- Allen, D. C., D. D. Breshears and N. McDowell. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene- *Ecosphere* 6:1-54. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>.
- Bentz, B. J., J. A. Logan and G. D. Amman. 1991. Temperature-dependent development of the mountain pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) and simulation of its phenology. *The Canadian Entomologist* 123: 1083-1094. DOI: <https://doi.org/10.4039/Ent1231083-5>.
- Bentz, B. J., J. Regniere, C. J. Fettig, E. M. Hansen, J. L. Hayes, J. A. Hicke, R. G. Kelsey, J. F. Negrón and S. J. Seybold. 2010. Climate change and bark beetles of the western United States and Canada: Direct and indirect effects. *BioScience* 60(8): 602-613.

- Cibrián, T. D., J. T. Méndez M., R. Campos B., H. O. Yates III y J. F. Lara, 1995. Insectos Forestales de México. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Edo. de Méx., México. 453 p.
- Comisión Nacional del Agua (Conagua). 2015. Índice estandarizado de precipitación. Datos del índice Estandarizado de Precipitación históricos desde 1951 hasta el último mes de los diferentes periodos.  
<http://smn1.conagua.gob.mx/climatologia/sequia/SPI/spi.html> (2 de enero de 2018).
- Coulson, R., R. M. Feldman, P. J. H. Sharpe, P. E. Pulley, T. L. Wagner and T. L. Payne. 1989. An overview of the tambetle model of *Dendroctonus frontalis* population dynamics. *Holarctic Ecology*, (12): 445-450. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1989.tb00921.x>
- Edmonds, R., J. K. Agee and R. I. Gara. 2005. Forest Health and Protection. 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 Ecology and Management* 262: 307-316. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.036>.
- Gandhi, K. J. K. and D. A. Herms. 2010. Direct and indirect effects of alien insect herbivores on ecological processes and interactions in forests of eastern North America. *Biological Invasions* 12(2):389-405. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9627-9>.
- Jenkins, M. J., E. G. Hebertson, P. Wesley and A. Jorgensen. 2008. Bark beetles, fuels, fires and implications for forest management in the Intermountain West. *Forest Ecology and Management*: 254(1):16-34. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.045>.
- 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. DOI: <http://doi.org/10.1038/nature06777>.

- Hawkes, B. C., S. Taylor, C. Stockdale, T. Shore, R. Alfaro, R. Campbell and P. Vera. 2003. Impact of mountain pine beetle on stand dynamics in British Columbia. *In*: Shore, T. L., J. E. Brooks and J. E. Stone (eds.). Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions, Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre. Inf. Rep. BC-X-399. Kelowna, British Columbia, Canada. pp. 177–199.
- Logan, J. A. and B. J. Bentz. 1999. Model analysis of mountain pine beetle seasonality. *Environmental Entomology* 28: 924-934.
- Lombardero, 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.
- Malmström, C. M. and K. F. Raffa. 2000. Biotic disturbance agents in the boreal forest: considerations for vegetation change models. *Global Change Biology* 6: 35-48. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.06012.x.
- Marini, L., M. P. Ayres, A. Battisti and M. Faccoli. 2012. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change*. 115(2):327-341. DOI: 10.1007/s10584-012-0463-z.
- Mcfarlane, B. L. and D. O. Witson. 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. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2008.01013.x>.
- Nealis, V. and B. Peter. 2009. Risk Assessment of the Threat of Mountain Pine Beetle to Canada's Boreal and Eastern Pine Forests. Natural Resources Canada. Canadian Forest Service. Information Report BC-X-417. Ottawa, Ontario, Canada. 31p.
- Negrón, J. F. and J. B. Popp. 2004. Probability of *ponderosa* pine infestation by mountains pine beetle in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 191:17-27. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.10.026>.

Negrón, J., J. McMillin, J. Anhold and D. Coulson. 2009. Bark Beetle-Caused Mortality in a Drought-Affected Ponderosa Pine Landscape in Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 257 (4): 1353–62. DOI: doi:10.1016/j.foreco.2008.12.002.

Palacio–Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, A. Victoria, L. Luna–González, G. Gómez–Rodríguez, J. López–García, M. Palma, I. Trejo–Vázquez, A. Peralta, J. Prado–Molina, A. Rodríguez–Aguilar, R. Mayorga–Saucedo y F. González. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Universidad Nacional Autónoma de México. *Investigaciones Geográficas* 43:183–203.

Paine, T. D., K. F. Raffa and T. C. Harrington. 1997. Interactions among Scolytid bark beetles, their associated fungi, and live host conifers. *Annual Review Entomology* 42: 179-206.

Preisler, H. K., J. A. Hicke, A. A. Ager and J. L. Hayes. 2012. Climate and weather influences on spatial temporal patterns of mountain pine beetle populations in Washington and Oregon. *Ecology* 93(11):2421-2434. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1412.1>.

Raffa, K. F., B. H. Aukema, N. Erbilgin, K. D. Klepzig and K. F. Wallin. 2005. Interactions among conifer terpenoids and bark beetles across multiple levels of scale: An attempt to understand links between population patterns and physiological processes. *Recent Advances in Phytochemistry* 39: 79-118.

Raffa, K. F., H. Aukema, J. Bentz, L. Carroll, A. Hicke, G. Turner and H. Romme. 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58: 501-517. DOI: <https://doi.org/10.1641/B580607>.

Rubin-Aguirre, R., C. Sáenz, R. Lindig, A. del Rio, C. Tena, R. Campos and E. del-Val. 2015. Bark Beetle Pests in an Altitudinal Gradient of a Mexican Managed Forest. *Forest Ecology and Management* 343: 73–79. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.01.028.

- Safranyik, L. and D. A. Linton. 1998. Mortality of mountain pine beetle larvae, *Dendroctonus ponderosae* (Coleoptera: Scolytidae) in logs of lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) at constant low temperatures. *Journal of the Entomological Society of British Columbia* 95: 81-87.
- Salinas-Moreno, Y., M. G. Mendoza, M. A. Barrios, R. Cisneros, J. Macías-Sámano and G. Zúñiga. 2004. Areography of the genus *Dendroctonus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Mexico. *Journal of Biogeography*, 31: 1163-1177, doi. 10.1111/j.1365-2699.2004.01110.x
- Salinas-Moreno, Y., A. Ager, C. Vargas, J. Hayes and G. Zúñiga. 2010. Determining the Vulnerability of Mexican Pine Forests to Bark Beetles of the Genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Forest Ecology and Management* 260 (1): 52–61. DOI: doi:10.1016/j.foreco.2010.03.029.
- Six, D., E. Biber and E. Long. 2014. Management for Mountain Pine Beetle Outbreak Suppression: Does Relevant Science Support Current Policy? *Forests* 5 (1). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 103–33. DOI: doi:10.3390/f5010103.
- Trzcinski, M. and M. Reid. 2009. Intrinsic and extrinsic determinants of mountain pine beetle population growth. *Agricultural and Forest Entomology* 11: 185-196. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2008.00408.x>.
- 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: Princeton University Press. Princeton, NJ, USA. 456 p.
- Tykarski, P. 2006. Beetles associated with scolytids (Coleoptera, Scolytidae) and the elevational gradient: Diversity and dynamics of the community in the Tatra National Park, Poland. *Forest Ecology Management* 225(1-3): 146–159. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.034>.

Ungerer, M. J., M. P. Ayres and M. J. Lombardero. 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography* 26:1133-1145. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00363.x>.

Wermelinger, B. 2004. Ecology and Management of the spruce bark beetle *Ips typographus* a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202 (1-3): 67–82. DOI: [doi:10.1016/j.foreco.2004.07.018](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.018).

Westfall, J. and T. Ebata. 2009. Summary of forest health conditions in British Columbia. British Columbia Ministry of Forests and Range. Pest Management Report Num. 15. University of Minesota. Mineapolis, MN, USA. 76 p.

Williams, D. and A. Liebhold. 2002. Climate Change and outbreak ranges of two Northamerican beetles. *Agricultural and Agroforestry Entomology* 4: 87-99. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2002.00124.x>.

Wood, S. L. 1963. A revision of the bark beetles genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Scolytidae). *Great Basin Naturalist* 23: 1–117.

Wood, S. L. 1982. The Bark Ambrosia Beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae): a taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist* 6: 1–1359.

Zúñiga, G., R. Cisneros, Y. Salinas-Moreno, J. L. Hayes and J. E. Rinehart. 2006. Genetic structure of *Dendroctonus mexicanus* (Coleoptera: Curculionidae:Scolytinae) in the trans-Mexican volcanic belt. *Annals of the Entomological Society* 99: 945–958. DOI [10.1603/0013-8746\(2006\)99\[945:GSODMC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2006)99[945:GSODMC]2.0.CO;2).