

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



TESIS

**SUSCEPTIBILIDAD DE CUATRO LOCALIDADES DEL PARQUE
NACIONAL CUMBRES DE MONTERREY AL ATAQUE DE INSECTOS
DESCORTEZADORES (*Dendroctonus mexicanus* Hopkins)**

PRESENTADA POR

DIANA CAROLINA PINZÓN MONCADA

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

2015

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUSCEPTIBILIDAD DE CUATRO LOCALIDADES DEL PARQUE NACIONAL
CUMBRES DE MONTERREY AL ATAQUE DE INSECTOS
DESCORTEZADORES (*Dendroctonus mexicanus*)

DIANA CAROLINA PINZÓN MONCADA

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS FORESTALES

COMITÉ DE TESIS

CONSEJERO



DR. LUIS GERARDO CUÉLLAR RODRÍGUEZ

ASESOR



DR. ENRIQUE JURADO YBARRA

ASESOR



DR. MARCO AURELIO GONZÁLEZ TAGLE

ASESOR

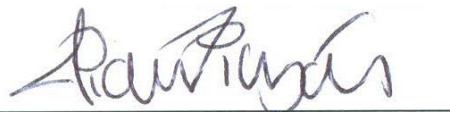


DR. JOSÉ NEGRÓN

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

2015

Declaro que la presente investigación es original y se desarrolló para obtener el título de Maestría en Ciencias Forestales. Donde se utilizó información de otros autores, se otorgan los créditos correspondientes.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Diana Carolina Pinzón', is written above a horizontal line.

Ing. Diana Carolina Pinzón

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a las mujeres de mi familia, las que aún están y las que ya partieron, en especial a Esperanza, Dina, Danitza, Vale, Mony, Pris y Anais, porque nunca es tarde para cumplir los sueños y que ustedes sean parte de mi vida es una motivación presente en muchas de mis decisiones.

También lo dedico a Leo y a Pipe, por que sigan siendo hombres que nunca se rinden y para los cuales sus sueños sean el motor de su camino.

A mi familia y Colombia

Y finalmente a la verdaderamente sabia PACHA MAMA – SANTA PACHA!!

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACYT), por el apoyo financiero para la realización y culminación de mis estudios de posgrado.

Agradezco al Dr. Gerardo Cuéllar, por la guía y enseñanza para que este trabajo hubiese sido posible.

Agradezco al Dr. Enrique Jurado y Dr. Marco González Tagle, por el acompañamiento al proceso científico, madurado para este trabajo de investigación.

Agradezco al Dr. José Negrón, del Rocky Mountain Research Station, Forest Service, por compartir su conocimiento y experiencia profesional, para el mejoramiento de mi aprendizaje técnico y científico.

Agradezco a Benjamin Bird del Forest Service, por la paciente enseñanza y motivación hacia el entendimiento de la estadística.

Agradezco al Dr. Skip Smith, por la apertura que me concedió a Colorado State University.

Agradezco al Forest Service, por poner a mi disposición todas las herramientas para el análisis de la información de esta investigación.

Agradezco a mi familia en Colombia, por el respeto a mis decisiones de vida, y por comprender que para mí el mundo no tiene fronteras y mis sueños tampoco.

Un especial agradecimiento a Chad Young, por ser el compañero inquebrantable de este proceso, siempre con su apoyo incondicional, en busca de sueños y con una visión más pragmática de cada situación; además, mi gran tutor de inglés.

Agradezco mi formación inicial en Colombia, mi alma Mater Universidad Distrital, por la calidad de educación y bases profesionales que se han ido nutriendo en estos años.

A mis amigos, dadores de apoyo, los que se quedaron y partieron, los que han vivido a mi lado, enriqueciéndome con su experiencia de vida.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, por el apoyo brindado, al laboratorio de entomología, al personal administrativo.

A las comunidades de la sierra del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, por su espíritu colaborador y sus invaluable enseñanzas serranas.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN GENERAL	1
LITERATURA CITADA	5

CAPÍTULO I

Análisis de las Características Abióticas de las Áreas Afectadas por el Descortezador del Pino (<i>Dendroctonus mexicanus</i> Hopkins) en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.....	10
---	----

CAPÍTULO II

Estructura de los rodales de <i>Pinus</i> spp. infestados por <i>Dendroctonus mexicanus</i> Hopkins (Coleoptera:Curculionidae) en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.....	40
--	----

CAPÍTULO III

Modelos de predicción de susceptibilidad de <i>Pinus</i> spp. al ataque de <i>Dendroctonus mexicanus</i> en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.....	¡Error! Marcador no definido.
--	-------------------------------

CONCLUSIONES GENERALES.....	101
-----------------------------	-----

INTRODUCCIÓN GENERAL

En un país como México con un área territorial de 196.4 millones de hectáreas (INEGI, 2015) y cuyo porcentaje de Áreas Naturales Protegidas (ANP), asciende al 13.04% de todo el país (CONANP, 2015), la importancia de estas, tal y como lo reconoce la Convención de Diversidad Biológica (CDB, 1992), se basa en las múltiples funciones que desempeñan en la protección de la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas y servicios ecosistémicos que brindan (Carey et al., 2000).

En México, de las 176 ANP decretadas a nivel federal, 66 corresponden a la categoría de Parque Nacional (CONANP, 2015), siendo el Cumbres de Monterrey, el único Parque Nacional en el estado de Nuevo León, y al cual se le ha atribuido gran importancia por la prestación de servicios ecosistémicos para conservar la continuidad de ciclos y procesos naturales, la belleza escénica, así como la captación del recurso hídrico y la captura de carbono (Correa-Sandoval y Mayén, 2013).

Las características fisiográficas del PNCM, están determinadas por su pertenencia a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental (INEGI, 2008), lo cual favorece que su vegetación esté representada en un 59.5% por bosque templado (Cantú *et al.*, 2013), e incide en la presencia de bosques de pino, los cuales se distribuyen, respondiendo a variaciones altitudinales y de factores climáticos (Favela-Lara, 2013).

Por otra parte las variaciones altitudinales y climáticas del PNCM, favorecen la presencia de especies del género *Dendroctonus*, el cual es un género pequeño, pero con un impacto desproporcionado sobre bosques de coníferas, debido a su alta capacidad para desarrollar brotes con altas tasas de mortalidad para los árboles del género *Pinus* (Six *et al.*, 2015).

Se ha reportado en el PNCM la distribución de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Salinas *et al.*, 2010), quien se caracteriza por colonizar una amplia gama de *Pinus*

hospederos (Woods, 1982, Cibrian *et al.*, 1995). *D. mexicanus* es considerado un depredador facultativo, que ataca árboles de todos los diámetros y tiene la capacidad de desarrollar brotes y provocar la muerte de árboles en masa (Cibrian *et al.*, 1995).

Dichos brotes han sido asociados a la sequía, cuando los árboles no pueden producir fuertes defensas, momento en el cual las hembras del insecto inician ataques masivos (Vega *et al.*, 2015).

Aunque las coníferas, poseen defensas capaces de protegerlas de ataques de descortezadores y de regular el nivel de sus poblaciones, pueden existir características abióticas o fisiológicas capaces de crear las condiciones para reducir el vigor de los árboles y por lo tanto expandir los ataques masivos del escarabajo descortezador (Krokene, 2015).

Por una parte el comportamiento de brotes a escala de paisaje, puede estar vinculado a la variabilidad climática (Logan *et al.*, 2003), a la altitud (Aguirre *et al.*, 2015) y de forma indirecta a la dinámica de las poblaciones de descortezador antes estos factores (Bentz *et al.*, 2010).

El efecto del clima en los árboles hospederos, puede desencadenar reacciones fisiológicas que alteren la capacidad de defensa de los árboles (Wermelinger *et al.*, 2004; Raffa *et al.*, 2005; Six *et al.*, 2014), o que favorezcan las condiciones de los descortezadores, en término del aumento de sus poblaciones. (Safranyik y Linton, 1998, Bentz *et al.*, 2015).

Además de los factores abióticos, las condiciones de salud de los bosques, pueden influir en el umbral de susceptibilidad a ataques, pues un alta densidad de árboles, puede disminuir su vigor debido a la alta competencia (Berryman, 1982; Kolb *et al.*, 1998; Feeney *et al.*, 1998; Uzoh y Mori, 2012).

La estructura de los rodales puede ser un factor que incida en la probabilidad de ataque de descortezadores, ya que dependiendo de su densidad (Negrón *et al.*, 2004), se puede propiciar que condiciones del microclima del rodal, eleven la probabilidad de ataque del insecto (Fettig *et al.*, 2007).

Teniendo en cuenta que la susceptibilidad del árbol no es estática, es necesario determinar cuáles son las preferencias que el descortezador puede tener ante sus hospederos en pie, para garantizar su éxito reproductivo (Shore y Safranyik, 1992), o la resistencia del árbol al ataque (Kolb *et al.*, 1998).

Estas características del árbol en pie, pueden estar relacionadas con el diámetro a la altura del pecho (DAP) (Negrón y Popp, 2004; Klutsch *et al.*, 2009), la altura, la edad y el incremento radial (Furniss *et al.*, 1979; Safranyik y Carroll, 2006) de los posibles árboles hospederos.

Por lo anterior, es importante identificar y comprender cuales son las condiciones abióticas y las características del rodal y del árbol, que en el PNCM, se encuentran asociadas con el ataque de *D. mexicanus*, buscando una comprensión del bosque y de la forma en la que se puede minimizar una eventual reducción de masa forestal como consecuencia de brotes epidémicos del insecto, salvaguardando de esta forma los objetivos de conservación del área natural protegida.

Se plantea la hipótesis de que los brotes epidémicos de *Dendroctonus mexicanus* de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey están relacionados con las características estructurales del rodal y con las características fisiográficas del terreno, siendo un factor de transformación de los bosques templados del Área Natural Protegida.

La obtención e interpretación de resultados se realizó a partir del análisis de las superficies afectadas por *D. mexicanus* en las cuatro localidades, en el periodo de 2007 a 2012, haciendo para ello uso de sistemas de información geográfica para la caracterización de factores abióticos; además, se determinaron variables climáticas como precipitación e índice de sequía para el mismo periodo.

Se realizaron, muestreos de variables dasométricas en las cuatro localidades de estudio, para caracterizar la estructura de los rodales y de los árboles de sitios infestados y no infestados, buscando establecer las potenciales preferencias del descortezador.

La investigación se presenta en tres capítulos que abarcan un análisis de las características abióticas de los sitios infestados y no infestados de cada localidad, un análisis comparativo de la estructura de los rodales de sitios infestados y no infestados y finalmente un análisis comparativo de las características dasométricas de los árboles de cada sitio y la determinación de probabilidad de ataque de *D. mexicanus* a nivel de árbol.

Los objetivos planteados fueron:

Objetivo general

Evaluar la susceptibilidad de bosques templados de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) al ataque de *Dendroctonus mexicanus*.

Objetivos específicos

- Analizar las características abióticas de las áreas afectadas por el descortezador del pino (*Dendroctonus mexicanus* Hopkins) en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.
- Analizar la estructura de los rodales de bosques templados dañados por insectos descortezadores y compararlos con rodales no infestados.
- Identificar las variables dasométricas relacionadas con la susceptibilidad de los rodales de pino al ataque de insectos descortezadores.

LITERATURA CITADA

- Aguirre, R., C. Sáenz, R. Lindig, A. del Rio, C. Tena, R. Campos y E. del-Val. 2015. Bark Beetle Pests in an Altitudinal Gradient of a Mexican Managed Forest. *Forest Ecology and Management* 343 (May): 73–79. doi:10.1016/j.foreco.2015.01.028.
- Bentz, B., J. Régnière, C.J. Fettig, E. Hansen, J. Hayes, J. Hicke, R. Kelsey, J. Negrón, S. Seybold. 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *Bioscience*. Vol. 60, No. 8 (September 2010), pp. 602-613. Oxford University Press on behalf of the American Institute of Biological Sciences. www.jstor.org/stable/10.1525/bio.2010.60.8.6
- Bentz, B., A. Jönsson, F. Vega, and R. Hofstetter. 2015. Modeling Bark Beetle Responses to Climate Change. In *Bark Beetles*. Academic Press. Pp 533-553. doi: 10.1016 / B978-0-12-417156-5.00013-7
- Berryman, A. A. 1982. Mountain Pine Beetle Outbreaks in Rocky Mountain Lodgepole Pine Forests. *Journal of Forestry*, Volume 80, Number 7, 1 July, pp. 410-419(10).
- Cantú-Ayala, C., J. Marmolejo-Moncivais, F. González-Saldivar, J. Uvalle-Sauceda y D. González-Uribe. 2013. El Parque Nacional Cumbres de Monterrey en el Contexto de la Conservación, en: Cantú-Ayala *et al.* (eds.), *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey*, México. UANL-CONANP. México. Pp. 15-26.
- Carey, C., N. Dudley, S. Stolton. 2000. *Squandering paradise?: The importance and vulnerability of the world's protected areas*. Gland, Switzerland: WWF-World Wide Fund for Nature.
- CBD, 1992. *Convention on biological diversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montréal, Canada.

Cibrián, D., T. Mendez, R. Campos, H. Yates, J. Flores. 1995. Tres Especies del Género *Dendroctonus* Encontradas en México. En *Insectos Forestales de México*. Universidad Autónoma de Chapingo/ Comisión Forestal de América del Norte, Publicación #6.

CONANP. 2010. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en <http://www.conanp.gob.mx>. (Junio de 2015).

Correa-Sandoval, A. y A. Mayén. 2013. Servicios Ecológicos y Bienestar Humano, en: Cantú-Ayala *et al.* (eds.), *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México*. UANL-CONANP. México. Pp. 391-404.

Favela-Lara, S. 2013. Gimnospermas, en: Cantú-Ayala *et al.* (eds.), *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México*. UANL-CONANP. México. Pp. 133-139.

Feeney, S.R., T.E. Kolb, W.W. Covington, M.R. Wagner. 1998. Influence of Thinning and Burning Restoration Treatments on Pre Settlement Ponderosa Pines at the Gus Pearson Natural Area. *Canadian Journal of Forest Research*. 28:1295-1306, doi: 10.1139/x98-103

Fettig, C., K. Klepzig, R. Billings, A. Munson, T. Nebeker, J. Negrón and J. Nowak. 2007. The Effectiveness of Vegetation Management Practices for Prevention and Control of Bark Beetle Infestations in Coniferous Forests of the Western and Southern United States. *Forest Ecology and Management* 238 (1-3): 24–53. doi:10.1016/j.foreco.2006.10.011.

Furniss, M., M. McGregor, M. Foiles and A. Partridge. 1979. Chronology and Characteristics of a Douglas-fir Beetle Outbreak in Northern Idaho. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-59, 19 p. Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden, Utah.

INEGI. 2008. Manual de Características Edafológicas y Fisiográficas de México. *Geografía México*. Pp. 8-13.

- INEGI. 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en www.inegi.com.mx (junio de 2015).
- Klutsch, J., J. Negrón, S L. Costello, C. Rhoades, D R. West, J Popp, and R Caissie. 2009. Stand Characteristics and Downed Woody Debris Accumulations Associated with a Mountain Pine Beetle (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) Outbreak in Colorado. *Forest Ecology and Management* 258 (5): 641–49. doi:10.1016/j.foreco.2009.04.034.
- Kolb T., K. Holmberg, M. Wagner and J. E. Stone.1998. Regulation of Ponderosa Pine Foliar Physiology and Insect Resistance Mechanisms by Basal Area Treatments. *Tree Physiol* 18 (6): 375-381 doi:10.1093/treephys/18.6.375.
- Logan, J., B. Bentz. 1999. Model Analysis of Mountain Pine Beetle (Coleoptera: Scolytidae) Seasonality. *Environ. Entomol.* 28(6): 924–934.
- Krokene, P., F. Vega and R. Hofstetter. 2015. Conifer Defense and Resistance to Bark Beetles. *Bark Beetles. Academic Press.* Pp.177-207. doi:10.1016/B978-0-12-417156-5.00005-8.
- Negrón, J., and J. Popp. 2004. Probability of Ponderosa Pine Infestation by Mountain Pine Beetle in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 191 (1-3): 17–27. doi:10.1016/j.foreco.2003.10.026.
- Raffa, K.F., B.Aukema, N. Erbilgin., K. Klepzig., K. 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. in J.T. Romeo, editor. *Recent Advances in Phytochemistry.* Elsevier, St. Louis, MO. 318 p. Pp 79-118 (Vol. 39)
- Safranyik, L., D. Linton. 1998. Mortality of Mountain Pine Blarvae, *Dendroctonus ponderosae* (Coleoptera: Scolytidae) in Logs of Lodgepole Pine (*Pinus contorta* var. *Latifolia*) at Constant Low Temperatures. *Journal of Entomological Society of British Columbia* 95: 81-87.

- Safranyik, L., Carroll, A.L. 2006. The Biology and Epidemiology of the Mountain Pine Beetle in Lodgepole Pine Forests. Pages 3-66 (Chapter 1) in L. Safranyik and W.R. Wilson, Editors. The Mountain Pine Beetle: a Synthesis of Biology, Management, and Impacts on Lodgepole Pine. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia. 304 p.
- 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: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:10.3390/f5010103.
- Six, D., L. Bracewell, F. Vega, and R. Hofstetter. 2015. *Dendroctonus*. In *Bark Beetles*. Academic Press. Pp 305-350. doi:10.1016/B978-0-12-417156-5.00008-3
- Shore, T. and Safranyik, L. 1992. Susceptibility and Risk Rating Systems for the Mountain Pine Beetle in Lodgepole Pine Stands. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. Information Report BC-X-336. 12 p.
- Uzoh, F. and S. R. Mori. 2012. Applying Survival Analysis to Managed Even-Aged Stands of Ponderosa Pine for Assessment of Tree Mortality in the Western United States. *Forest Ecology and Management* 285 (December): 101–22. doi:10.1016/j.foreco.2012.08.006.

Vega, E. and R. Hofstetter. 2015. Bark Beetles. Biology and Ecology of Native and Invasive Species. Academic Press. Pp. xvii. doi:10.1016/B978-0-12-417156-5.09998-6

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:10.1016/j.foreco.2004.07.018.

CAPÍTULO I

Análisis de las Características Abióticas de las Áreas Afectadas por el Descortezador del Pino (*Dendroctonus mexicanus* Hopkins) en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Diana Carolina Pinzón-Moncada¹, Gerardo Cuéllar-Rodríguez¹, Enrique Jurado-Ybarra¹, Marco Aurelio González-Tagle¹, José Negrón²

1 Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Carr.Nac. Km. 145, Apartado Postal 41, C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México.

2. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station 240 W. Prospect, Fort Collins, CO 80526, U.S.A.

Correo e:gmelina.79@gmail.com (autor para correspondencia).

Resumen

En este estudio se realiza el análisis de la dispersión, a nivel de paisaje, de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Coleoptera:Curculionidae). Se analizaron datos de distribución de los años 2008 a 2012, para cuatro localidades (Hondable, Manzano, Trinidad y San Antonio) ubicadas dentro del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Utilizando sistemas de información geográfica, se analizaron las superficies afectadas, su rango altitudinal, la exposición de las áreas afectadas, la longitud y sentido de desplazamiento de los brotes entre los años del periodo de estudio. Además, se obtuvo el índice de sequía para cada uno de los años del periodo de estudio, buscando relacionarlo con las características de los brotes. El análisis reveló que Hondable tuvo una superficie total afectada de 434 ha, Manzano 176.2 ha, Trinidad 706.38 ha y San Antonio 71.79 ha. El año 2011 fue extremadamente seco en las cuatro localidades, después de lo cual se presentaron la mayor cantidad de superficies afectadas en las localidades de Hondable 117.8 ha, Trinidad 448 ha y San Antonio 77.79 ha, así como la mayor amplitud altitudinal y una dispersión multidireccional de los brotes. Los brotes se presentaron en un mayor porcentaje en la exposición norte, la distancia mínima de

desplazamiento de los brotes fue menor a un kilómetro, mientras que la máxima alcanzó los 9.8 kilómetros. De forma preliminar se puede establecer una relación entre el comportamiento característico que tuvieron los brotes y años extremadamente secos, lo cual determina una línea base para el estudio de comportamiento futuro de los brotes en el ANP a escala de paisaje.

Palabras clave: Descortezador de pino, *Dendroctonus*, Patrón de brote, México, sequía, brote descortezador, características abióticas.

Analysis of Abiotic Characteristics of Areas affected by the Pine Bark Beetle (*Dendroctonus Mexicanus* Hopkins) in Four Locations Within the Cumbres de Monterrey National Park

Abstract

In this study analysis of dispersion, at the landscape level, of *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Coleoptera: Curculionidae) was performed. Distribution data in years 2008 to 2012 was analyzed at four locations (Hondable, Manzano, Trinidad and San Antonio) located within the Cumbres de Monterrey National Park. Using GIS, the areas affected were analyzed and included analyses of altitudinal range and slope aspect, for the affected areas as well as the length and direction of outbreak spread in the years of the study period. In addition, the drought index for each of the years of the study period was determined in an attempt to relate drought to outbreak characteristics. The analysis revealed that Hondable had a total affected area of approximately 434 ha, Manzano 176.2 ha, Trinidad 706.38 ha and San Antonio 77.79 ha. 2011 was extremely dry in the four localities and the largest number of areas affected by outbreaks are presented in localities of Hondable 117.8 ha, Trinidad 448 ha and San Antonio 77.79 ha, as well as the highest altitude and a multidirectional spread of outbreaks. Outbreaks occurred in a higher percentage in the northern aspect and the minimum spread distance of outbreaks was less than a kilometer, while the maximum spread distance reached 9.8 kilometers. A relationship between the behavior of the outbreaks and severely dry years can be preliminarily established, and this relationship can serve as a baseline for studying future behavior of outbreaks in the ANP at the landscape scale.

Key Words: Bark beetle, *Dendroctonus*, outbreak pattern, México, drought insect outbreak, abiotic conditions.

INTRODUCCIÓN

México presenta un relieve variado, conformado por cadenas montañosas, planicies costeras, valles, cañones, altiplanicies y depresiones; el paralelo 20° N, marca cambios en la dirección de los principales accidentes del relieve del país (INEGI, 2008). Debido a ello y con base en sus características geomorfológicas, el país está dividido en 15 provincias fisiográficas, cada una definida como una región de paisajes y rocas semejantes en toda su extensión (SEMARNAT, 2006).

Una de estas provincias es la Sierra Madre Oriental (SMO), que se encuentra ubicada en el este del país con una dirección noroeste-sureste. Esta provincia inicia en el sur del estado de Texas y justo al norte de la ciudad de Monterrey en el estado de Nuevo León, tiene un giro hacia el oeste y después hacia el norte (INEGI, 2008), en el área que comprende el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM).

Estas características fisiográficas del PNCM permiten que los bosques de pino, se distribuyan, respondiendo a variaciones altitudinales y de factores climáticos (Favela-Lara, 2013); estas mismas características (amplitud de los rangos altitudinales y factores climáticos) aunadas al comportamiento polífago (dentro del género *Pinus*) de *Dendroctonus mexicanus* (Salinas *et al.*, 2010) convierten al PNCM en un área susceptible a este tipo de afectaciones.

Considerando que los insectos descortezadores de pino son agentes bióticos de perturbación, capaces de alterar drásticamente la composición y la estructura de los bosques templados (Hawkes *et al.*, 2004; Jenkins *et al.*, 2008); han sido calificados como los insectos más destructivos de los bosques de pino maduros en el oeste de América del Norte (Wood, 1963).

Además, el comportamiento del brote puede estar muy vinculado a la variabilidad climática (Logan *et al.*, 2003), a la altitud (Aguirre *et al.*, 2015), e indirectamente a los efectos climáticos asociados a los árboles hospedantes (Bentz, *et al.*, 2010).

La dependencia de 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 árboles (Wermelinger *et al.*, 2004; Raffa *et al.*, 2005; Six *et al.*, 2014) y con la sobrevivencia de los insectos al invierno (Safranyik y Linton, 1998).

En México son escasos los trabajos de investigación dirigidos al análisis de las características abióticas de los brotes de escarabajos descortezadores de pino, específicamente los relacionados con áreas de bosque templado en áreas naturales protegidas.

La hipótesis de esta investigación radica en que existe una relación entre las características de dispersión de brotes a nivel altitudinal, de superficie y exposición de los brotes, con factores de sequía a escala de paisaje.

El presente estudio tuvo como objetivos (i) realizar una caracterización preliminar de los brotes de *Dendroctonus mexicanus* en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, (ii) para identificar los factores abióticos relacionados con los brotes desde el año 2008 al 2012, (iii) analizando cuales de estos, pueden explicar la dispersión de los mismos.

MÉTODO

Ubicación

El PNCM tiene una extensión de 177,395.95 hectáreas y se encuentra localizado en la zona oeste-centro del estado de Nuevo León, dentro de la provincia fisiográfica de la SMO. Predominan las formas montañosas, con algunas zonas planas, caracterizada por ser una cadena montañosa de origen estructural, formada por una serie de plegamientos alargados orientados en sentido Noreste-Sursureste en su mayoría (CONANP, en prensa).

El PNCM presenta condiciones muy variables de topografía, pendientes y orientación de laderas, las cuales tienen efectos importantes en la distribución de la vegetación. (CONANP, En Prensa).

Las localidades del estudio se encuentran en el PNCM en el estado de Nuevo León en las siguientes coordenadas *Datum*: UTM 14N WGS 84.

Cuadro 1. Coordenadas medias localidades de estudio.

Municipio	Localidad	X	Y
Santiago	Hondable	377520	2795528
	Manzano	350023	2814287
Montemorelos	Trinidad	385418	2786294
Santa Catarina	San Antonio	346135	2819190

Suelo

Todas las localidades presentan suelo del tipo Litosol- leptisol, con un régimen de humedad de tipo Ústico para Hondable, Manzano y Trinidad, contrastando con San Antonio que presenta un régimen Xérico.

Clima

Los tipos de clima presentes en el área de estudio son: (Cw1) Templado con lluvias en verano y (A Cw) Semicálido subhúmedo con lluvias en verano. La

precipitación media anual y las temperaturas máximas y mínimas se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Precipitación y temperatura de las localidades de estudio

Municipio	Localidad	Precipitación media anual (mm)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura mínima (°C)	Temperatura media anual (°C)
Santiago	Hondable Manzano	1028	41.2	-1.2	21
Montemorelos	Trinidad	863.5	42.5	-1.1	22.5
Santa Catarina	San Antonio	393.7	40.1	-0.7	20.5

Tomado de CONAGUA, 2015

Vegetación

En el PNCM, el estrato arbóreo compuesto principalmente por bosques templados de pino encino, se distribuyen de forma general en regiones con clima semifríos, templados y semiáridos, con variantes de humedad y en condiciones distintas de suelos (Alanís, *et al.*, 2013). Las localidades se encuentran ubicadas en tres municipios al interior del ANP, en áreas con zonificación vegetal de asociación de bosque de montaña de Quercus-Pinus, las cuales presentan un amplia distribución que a lo largo de la SMO puede ir de los 800 a los 3000 msnm (Rzedowski, 1978), y pueden ser de características variadas, formando un complejo que incluye aquellas de tamaño más o menos pequeño (6-8 m de longitud), abiertas, de baja densidad, hasta aquellas comunidades de las zonas altas que forman asociaciones más altas y densas. (Alanís, *et al.*, 2013)

Obtención y Análisis de los datos

Los datos de ubicación de las infestaciones de insectos descortezadores fueron tomados del registro histórico de notificaciones públicas de saneamiento otorgadas a los representantes legales de los predios ubicados en las localidades de estudio entre el 2008 y el 2012.

Las coordenadas en los formatos se encuentran en *Datum* WGS84 utilizando y fueron procesadas mediante programa *Arc Gis 10.1*.

Una vez ubicados los polígonos de las áreas afectadas sobre las cartas topográficas de Rayones (G14C43), Allende (G14C36) y San Antonio de las Alazanas (G14C35) del INEGI (AÑO) se verificaron y contrastaron contra los registros oficiales los datos de altitud, exposición y superficie afectada,

Los datos de precipitación y temperatura para el cálculo del índice de precipitación estandarizada ó SPI (*Standardized Precipitation Index*), se tomaron de las estaciones 19069, 19048 y 19002 de la CONAGUA, para el período comprendido entre el 1939 y el 2012.

Este índice, diseñado para cuantificar el déficit de precipitación para varias escalas temporales, las cuales reflejan el impacto de la sequía en la disponibilidad de los diferentes recursos hídricos. Los valores de este índice, que oscilan entre el 2 y el -2, son representativos de la variabilidad de la precipitación con respecto a su historial, los valores negativos (≤ -1) se asocian con periodos de sequía, mientras los positivos indican un superávit (McKee, *et. al.*, 1993). Se considera que el periodo de sequía finaliza cuando el SPI alcanza valores positivos, los cuales indican precipitaciones más grandes que la mediana. La suma de los valores negativos del SPI mensuales se considera la magnitud de la sequía (CONAGUA, 2015).

RESULTADOS

HONDABLE

Esta localidad presenta bosque de pino en la mayor parte de su territorio; su fisiografía se caracteriza por condiciones variables de topografía, la orientación de laderas cubiertas por bosques de pino es en su mayoría con exposición Noreste y suroeste, aunque se encuentran bosques de pino en todas las exposiciones. Los bosques de pino se presentan a altitudes de entre 1400 msnm y 2700 msnm y están dominados por *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*, además de algunas especies de *Quercus*. Esta característica hace que se presenten infestaciones de *Dendroctonus mexicanus* en distintas exposiciones y rangos de altitud (Figura 1).

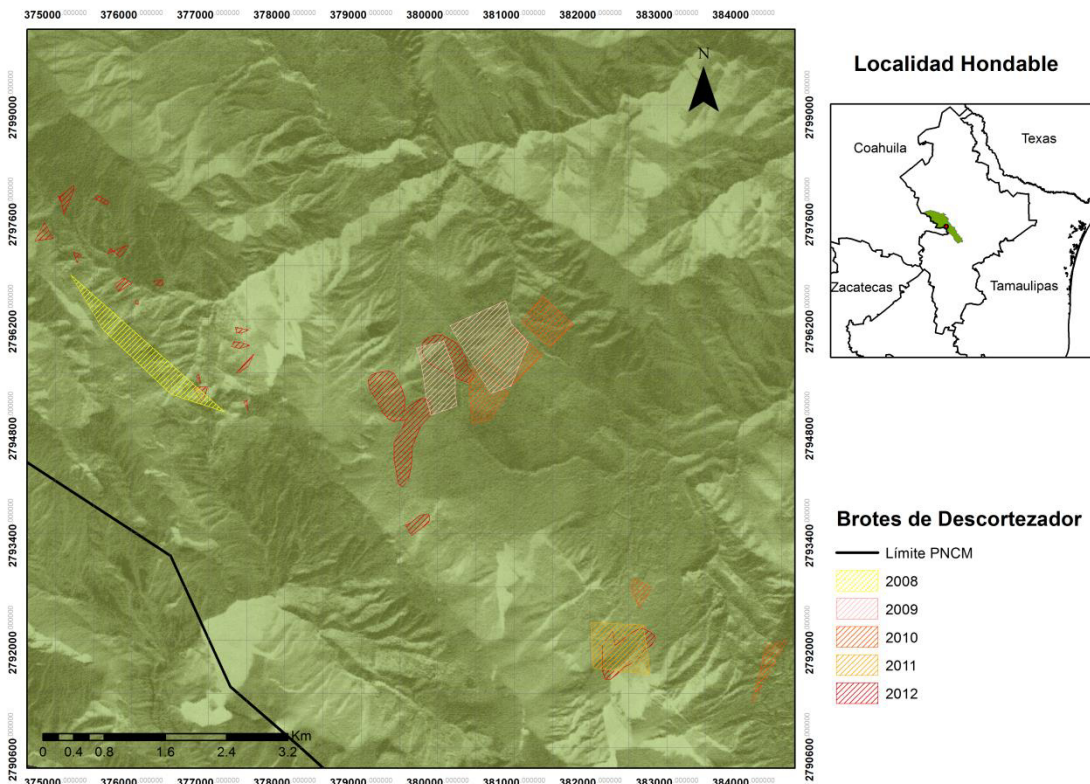


Figura 1. Brotes activos *Dendroctonus mexicanus*, en la localidad Hondable de 2008 a 2012.

En el periodo 2008 a 2012, se afectaron 434.35 ha distribuidas en 28 brotes de insectos descortezadores en la localidad de Hondable. La mayor superficie afectada se presentó en el año 2012 (117.8 ha) y la menor en el año 2008 (53 ha).

Las infestaciones tuvieron desplazamientos multidireccionales, el 43% de se presentaron en la exposición Noreste, el 21% al Sur, 18% Oeste, 14% Zenital y sólo el 4% en exposición Este. La altitud mínima de las infestaciones fue de 1412 msnm (2009) y la máxima fue de 2364 msnm (2012). En la figura 2 se presentan las variaciones en altitud por año. En términos generales no existe evidencia de desplazamiento de las poblaciones de insectos hacia mayores o menores altitudes. Los detalles de área, exposición y altitud se presentan en el Cuadro 3.

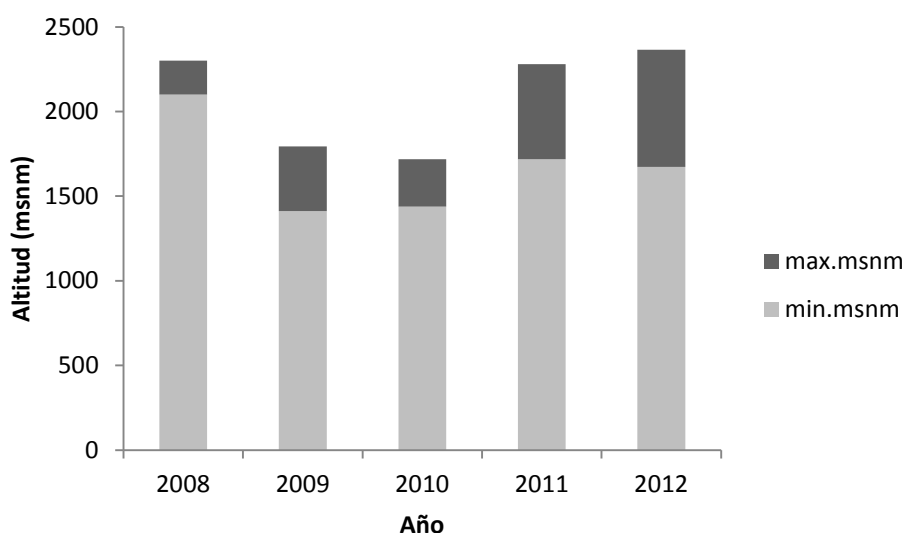


Figura 2. Altitudes máximas y mínimas de las infestaciones en la localidad Hondable.

Cuadro 3. Descripción de los polígonos con brotes de insectos descortezadores de 2008-2012 en la localidad de Hondable caracterizando la exposición, área y rango altitudinal de cada uno.

Año	Área (ha)	Exposición	Altura (msnm)	
			Mínima	Máxima
2008	53.00	NE	2100	2300
2009	34.73	NE	1666	1793
2009	68.32	NE	1412	1694
2010	33.58	Z	1673	1719
2010	28.55	NE	1473	1677
2010	3.76	NE	1570	1671
2010	5.29	NE	1555	1657
2010	6.00	S	1570	1615
2010	22.55	S	1438	1528
2011	60.77	NE	1719	2280
2012	2.90	S	2264	2364
2012	4.49	NE	2125	2356
2012	0.96	S	2242	2312
2012	0.31	O	2191	2223

2012	2.72	O	2152	2207
2012	0.63	E	2148	2200
2012	0.99	O	2102	2192
2012	1.93	Z	2052	2158
2012	25.2	NE	1735	2145
2012	1.21	O	2009	2125
2012	1.38	S	2067	2124
2012	1.97	NE	1975	2091
2012	0.22	Z	2023	2066
2012	0.74	O	1977	2053
2012	0.11	NE	2027	2040
2012	0.61	S	1940	1970
2012	47.4	NE	1746	2130
2012	24.03	Z	1672	1680

La distancia de desplazamiento de los brotes en el periodo de estudio, varió de 0 a 8.91 km. Entre 2008-2009 los brotes se movieron hacia el este; entre 2009-2010 al sur; entre 2010-2011 al oeste y entre 2011-2012 al norte. (Cuadro 4).

Cuadro 4. Distancia mínima y máxima de aparición de brotes, entre años de estudio. Hondable.

Año	Distancia Mínima (km)	Distancia Máxima (km)
2008-2009	2.64	4.07
2009-2010	0	5.63
2010-2011	0.22	4.03
2011-2012	0	8.91

El periodo de estudio se caracteriza por tener un año extremadamente seco (2011), años severamente secos (2008 y 2009) y muy húmedos (2010 y 2012). Los periodos con mayor superficie afectada y mayor amplitud altitudinal de los brotes coinciden con periodos subsecuentes a un periodo prolongado de sequía severa o extrema (Cuadro 5).

Cuadro 5. Amplitud de rango de elevación con aparición de brotes activos, relación con área afectada, precipitación anual e índice de sequía. Hondable.

Año	Ampliación altitudinal (m)	Área	Precipitación anual (mm)	Índice de sequía
2008	200	53	1284.6	-1.62
2009	381	103.05	666.7	-1.55
2010	281	99.73	2066.0	1.84
2011	561	60.77	636.9	-4.42
2012	684	117.8	854.7	1.95

Las celdas en gris oscuro, representan años extremadamente secos, según clasificación del SPI en periodos húmedos y secos (Mckee *et al.* 1993)

MANZANO

Esta localidad presenta bosque de pino en la mayor parte de su territorio; su fisiografía se caracteriza por condiciones variables de topografía, la orientación de laderas cubiertas por bosques de pino es en su mayoría con exposición norte sur, con algunos pliegues en anticlinales, en sentido este-oeste. Los bosques de pino se presentan a altitudes de entre 1300 msnm y 2150 msnm y están dominados por *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*, además de algunas especies de *Quercus*. Esta característica hace que se presenten infestaciones de *Dendroctonus mexicanus* en distintas exposiciones y rangos de altitud (Figura 3).

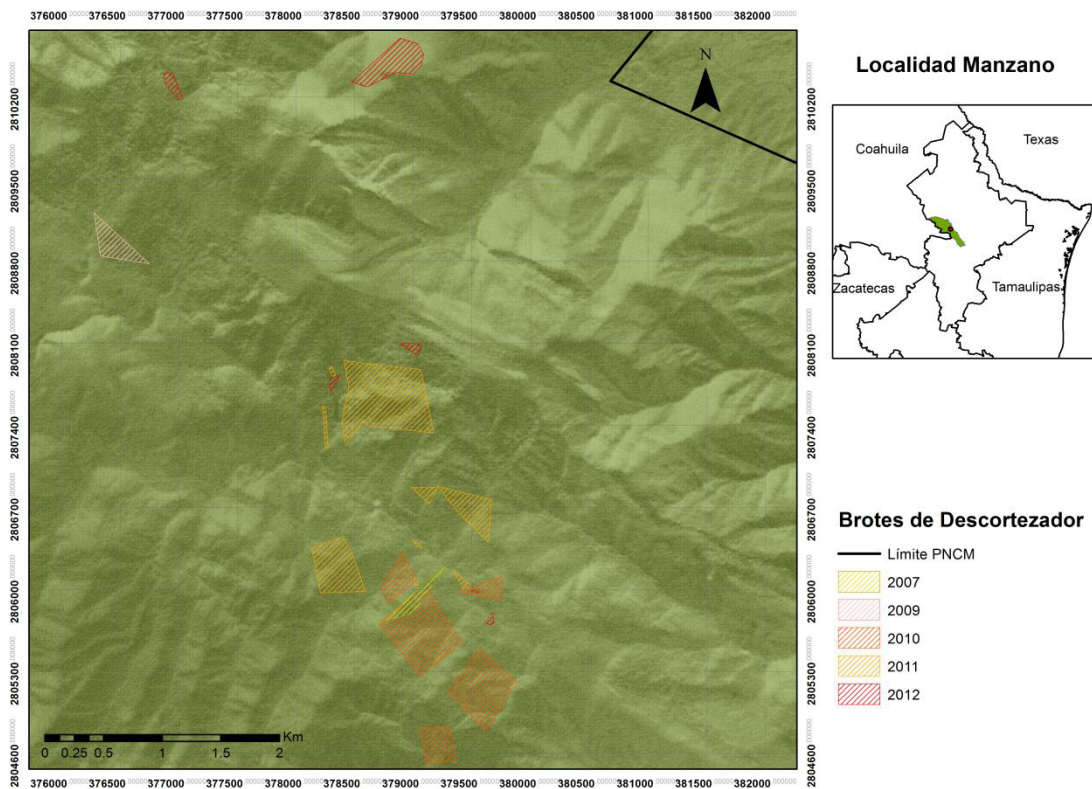


Figura 3. Brotes activos *Dendroctonus mexicanus*, en el periodo de estudio.

En el periodo 2008 a 2012, se afectaron 176.2 ha distribuidas en 23 brotes de insectos descortezadores en la localidad del Manzano. La mayor superficie afectada se presentó en el año 2010 (66.4 ha) y la menor en el año 2008 (4.96 ha). Las infestaciones tuvieron desplazamientos multidireccionales, el 26% de los brotes se presentaron en la exposición Norte, el 22% al Suroeste, 17% Este,

Noreste, Noroeste y Zenital 9% cada uno y sur y oeste el 4%. La altitud mínima de las infestaciones fue de 1322 msnm (2012) y la máxima fue de 1699 msnm (2011). En la figura 4, se presentan las variaciones en altitud por año. En términos generales no existe evidencia de desplazamiento de las poblaciones de insectos hacia mayores o menores altitudes. Los detalles de área, exposición y altitud se presentan en el Cuadro 6.

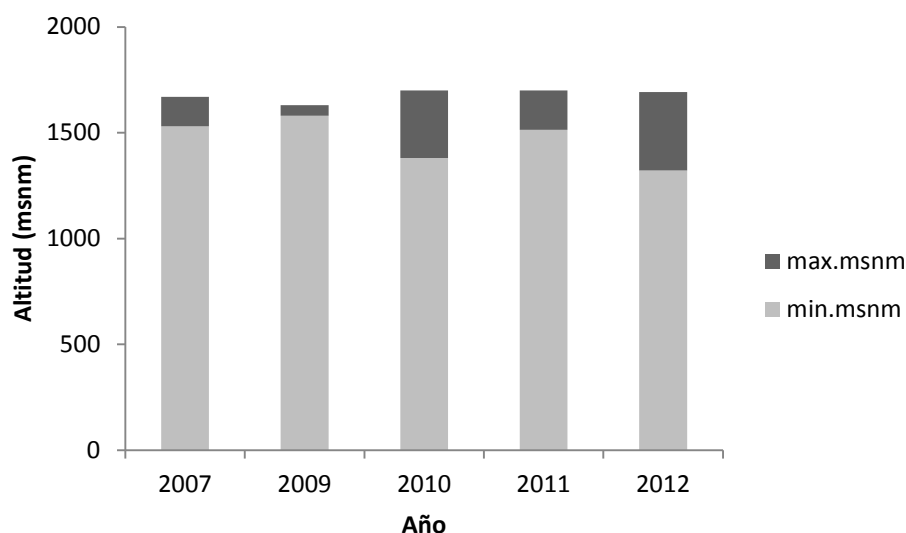


Figura 4. Altitudes máximas y mínimas de las infestaciones en la localidad Manzano.

Cuadro 6. Descripción de los polígonos con brotes de Descortezador de 2007-2012, caracterizando la exposición, área y rango altitudinal de cada uno. Manzano

Año	Área (ha)	Exposición	Altura (msnm)	
			Mínima	Máxima
2007	4.96	NO	1530	1670
2009	7.54	Z	1580	1630
2010	6.50	N	1535	1577
2010	27.11	N	1567	1699
2010	7.80	SO	1380	1592
2010	21.32	E	1573	1697
2010	3.74	S	1541	1599
2011	38.14	SO	1534	1699
2011	7.50	NE	1574	1692
2011	7.50	NO	1579	1692
2011	8.48	SO	1549	1638
2011	0.23	E	1596	1623
2011	1.54	SO	1564	1600
2011	0.16	N	1560	1594
2011	0.65	E	1578	1584
2011	0.77	N	1524	1542

2011	0.15	N	1513	1520
2012	12.04	O	1322	1348
2012	0.08	Z	1541	1541
2012	0.39	N	1555	1581
2012	0.63	E	1576	1602
2012	0.97	SO	1601	1690
2012	1.85	NE	1649	1692

La distancia de desplazamiento de los brotes en el periodo de estudio, varió de 0 a 4.70 km. Entre 2008-2009 los brotes se movieron hacia el noroeste; entre 2009-2010 al sur; entre 2010-2011 y 2011-2012 al norte. (Cuadro 7).

Cuadro 7. Distancia mínima y máxima de aparición de brotes, entre años de estudio. Manzano.

Año	Distancia Mínima (km)	Distancia Máxima (km)
2007-2008	0.30	4.56
2008-2009	1.41	4.18
2009-2010	3.26	4.70
2010-2011	0	2.19
2011-2012	0	1.89

El periodo de estudio se caracteriza por tener un año extremadamente seco (2011), un año severamente seco (2009) y muy húmedos (2007, 2010 y 2012). El periodo con mayor superficie afectada y mayor amplitud de distribución de brotes coincide con un periodo de sequía severa (Cuadro 8).

Cuadro 8. Amplitud de rango de elevación con aparición de brotes activos, relación con área afectada, precipitación anual e índice de sequía. Manzano.

Año	Ampliación elevación (m)	Área	Precipitación anual (mm)	Índice de sequía
2007	140	4.96	839.3	0.138
2009	50	7.54	666.7	-1.55
2010	319	66.47	2066.0	1.84
2011	186	65.12	636.9	-4.42
2012	149	16.15	854.7	1.95

Celdas en gris oscuro, representan años extremadamente secos, gris claro representan años severamente secos, según clasificación del SPI en períodos húmedos y secos (Mckee *et al.* 1993).

TRINIDAD

Esta localidad presenta bosque de pino en la mayor parte de su territorio; su fisiografía se caracteriza por condiciones variables de topografía, la orientación de laderas cubiertas por bosques de pino es en su mayoría con exposición noreste-sureste, aunque se encuentran bosques de pino en todas las exposiciones. Los bosques de pino se presentan a altitudes de entre 1100 msnm y 2350 msnm y están dominados por *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*, además de algunas especies de *Quercus*. Esta característica hace que se presenten infestaciones de *Dendroctonus mexicanus* en distintas exposiciones y rangos de altitud (Figura 5).

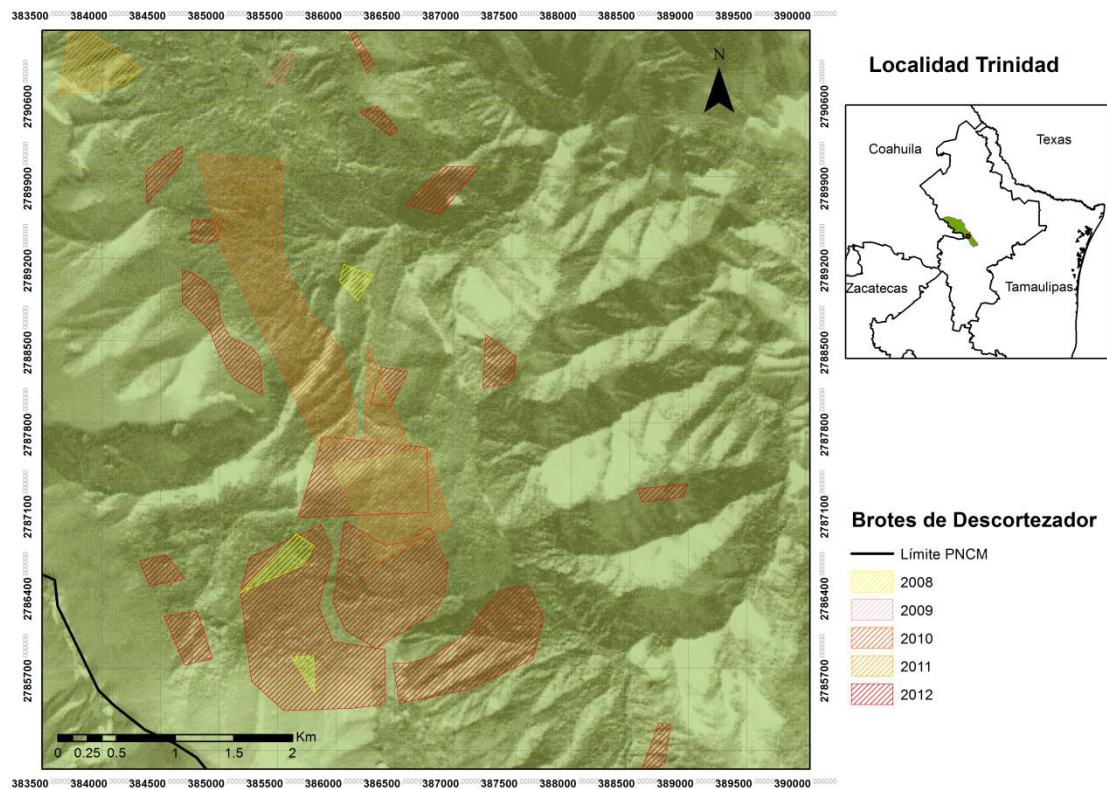


Figura 5. Brotos activos *Dendroctonus mexicanus*, en el periodo de estudio.

En el periodo 2008 a 2012, se afectaron 706.8 ha distribuidas en 31 brotes de insectos descortezadores en la localidad de la Trinidad. La mayor superficie afectada se presentó en el año 2012 (448 ha) y la menor en el año 2009 (5.18 ha). Las infestaciones tuvieron desplazamientos multidireccionales, el 29% de los brotes se presentaron en la exposición Norte, el 29% al Noreste, 29% Oeste, Sur

3%, suroeste 6% y cenital el 3%. La altitud mínima de las infestaciones fue de 1176 msnm (2012) y la máxima fue de 2315 msnm (2012). En la Figura 6, se presentan las variaciones en altitud por año. En términos generales no existe evidencia de desplazamiento de las poblaciones de insectos hacia mayores o menores altitudes. Los detalles de área, exposición y altitud se presentan en la Cuadro 9.

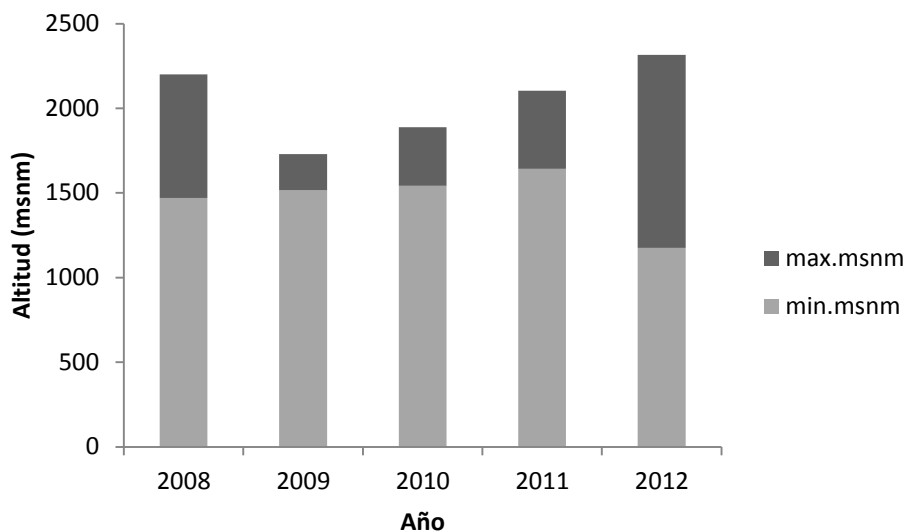


Figura 6. Altitudes máximas y mínimas de las infestaciones en la localidad Trinidad

Cuadro 9. Descripción de los polígonos con brotes de Descortezador de 2008-2012, caracterizando la exposición, área y rango altitudinal de cada uno. Trinidad.

Año	Área (ha)	Exposición	Altura (msnm)	
			Mínima	Máxima
2008	4.75	O	1471	1513
2008	9.53	N	1903	2053
2008	3.10	N	2049	2201
2009	2.26	O	1600	1729
2009	2.92	O	1515	1593
2010	131.62	NE	1542	1704
2010	16.66	NE	1562	1755
2010	62.01	NE	1762	1889
2011	25.62	NE	1643	2104
2012	120.18	N	1904	2315
2012	11.38	N	2051	2204
2012	61.10	N	1644	2188
2012	6.14	N	2037	2146
2012	75.15	N	1899	1997
2012	23.34	NE	1692	1958
2012	11.88	O	1769	1935
2012	62.41	N	1658	1923

2012	6.36	NE	1670	1834
2012	4.50	SO	1628	1744
2012	6.58	O	1637	1711
2012	4.51	NE	1631	1694
2012	6.95	SO	1579	1655
2012	8.91	O	1593	1654
2012	3.21	Z	1587	1646
2012	4.68	O	1440	1644
2012	1.83	NE	1663	1576
2012	5.59	O	1460	1571
2012	4.51	NE	1741	1523
2012	2.14	O	1277	1503
2012	4.45	S	1248	1479
2012	12.58	N	1176	1331

La distancia de desplazamiento de los brotes en el periodo de estudio, varió de 0.63 a 7.36 km. Entre 2008-2009 los brotes se movieron hacia el norte; entre 2009-2010 al sur; entre 2010-2011 al norte y 2011-2012 al norte. (Cuadro 10).

Cuadro 10. Distancia mínima y máxima de aparición de brotes, entre años de estudio. Trinidad.

Año	Distancia Mínima (km)	Distancia Máxima (km)
2008-2009	1.60	2.71
2009-2010	0.63	1.79
2010-2011	0.87	1.58
2011-2012	0.74	7.36

El periodo de estudio se caracteriza por tener un año extremadamente seco (2011), dos años severamente secos (2008 y 2012) y muy húmedos (2009 y 2010). El periodo con mayor superficie afectada y mayor amplitud de distribución de brotes coincide con un periodo de sequía severa (Cuadro 11).

Cuadro 11. Amplitud de rango de elevación con aparición de brotes activos, relación con área afectada, precipitación anual e índice de sequía. Trinidad.

Año	Ampliación elevación (m)	Área	Precipitación anual (mm)	Índice de sequía
2008	730	17.38	1030.3	-1.16
2009	78	5.18	741.4	0.63
2010	162	210.29	1785.5	6.86
2011	461	25.62	443.8	-2.33
2012	1139	448.38	539.8	-1.22

Celdas en gris oscuro, representan años extremadamente secos, gris claro representan años severamente secos, según clasificación del SPI en periodos húmedos y secos (Mckee et al. 1993)

SAN ANTONIO

Esta localidad presenta bosque de pino en la mayor parte de su territorio; su fisiografía se caracteriza por condiciones variables de topografía, la orientación de laderas cubiertas por bosques de pino es en su mayoría con exposición norte sur, con algunos pliegues en anticlinales, en sentido este-oeste. Los bosques de pino se presentan a altitudes de entre 2100 msnm y 3200 msnm y están dominados por *Pinus cembroides* y *Pinus greggii* y *Pinus teocote*, además de algunas especies de *Quercus*. Esta característica hace que se presenten infestaciones de *Dendroctonus mexicanus* en distintas exposiciones y rangos de altitud (Figura 7).

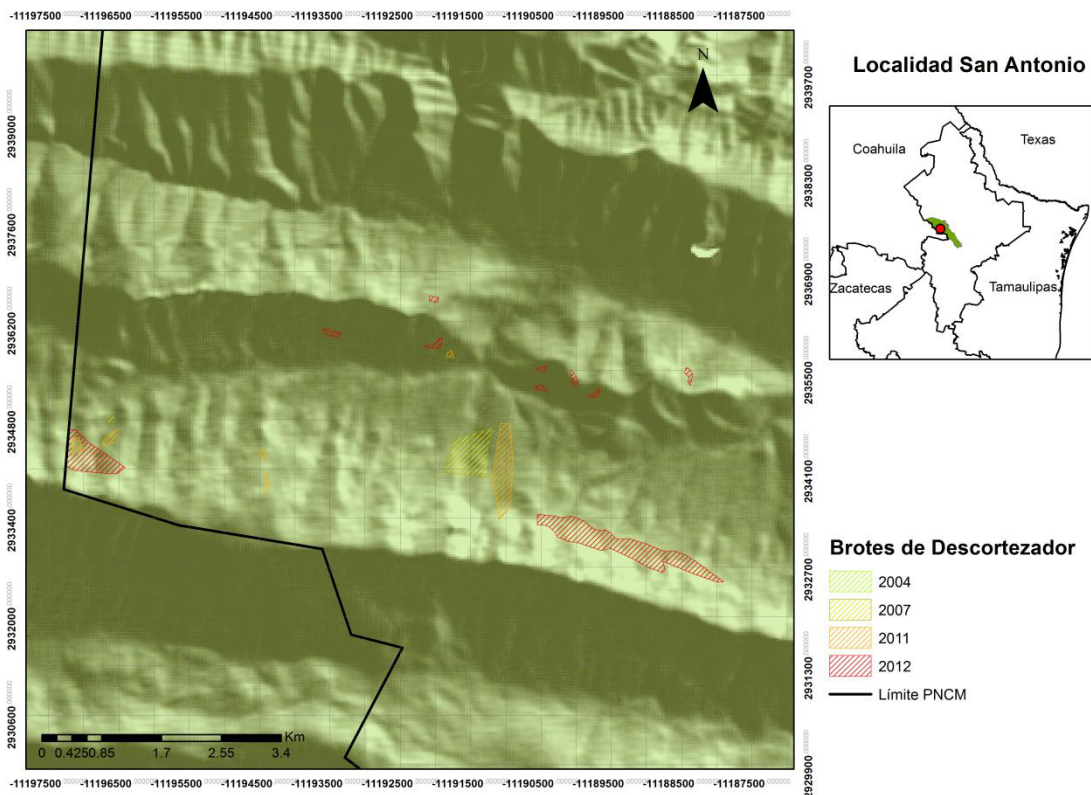


Figura 7. Brotes activos *Dendroctonus mexicanus*, en el periodo de estudio.

En el periodo 2007 a 2012, se afectaron 135.2 ha distribuidas en 20 brotes de insectos descortezadores en la localidad del San Antonio. La mayor superficie afectada se presentó en el año 2012 (77.79 ha). y la menor en el año 2007 (26.76 ha). Las infestaciones tuvieron desplazamientos multidireccionales, el 47% de los brotes se presentaron en la exposición Norte, el 37% al Sur, 11% al Noroeste y

5% al Noreste. La altitud mínima de las infestaciones fue de 2119 msnm (2011) y la máxima fue de 3010 msnm (2011). En la figura 8, se presentan las variaciones en altitud por año. En términos generales no existe evidencia de desplazamiento de las poblaciones de insectos hacia mayores o menores altitudes. Los detalles de área, exposición y altitud se presentan en el Cuadro 12.

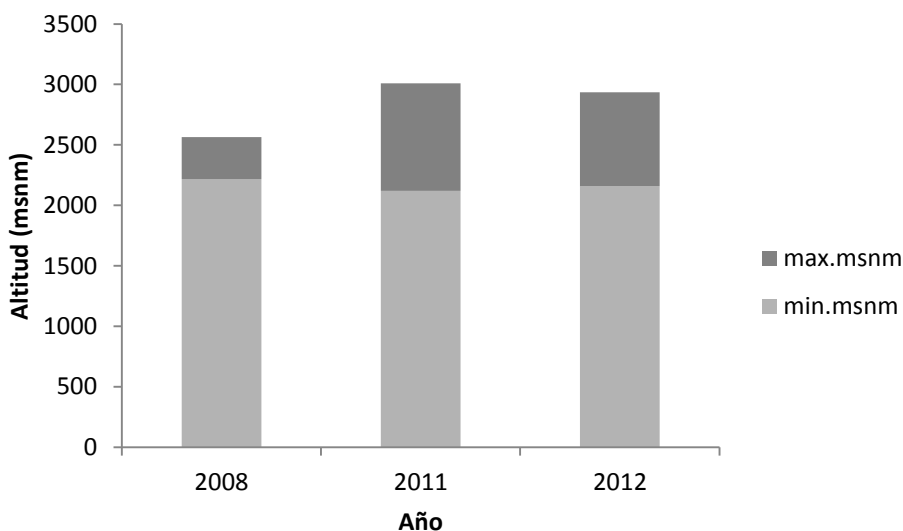


Figura 8. Altitudes máximas y mínimas de las infestaciones en la localidad San Antonio.

Cuadro 12. Descripción de los polígonos con brotes de Descortezador de 2008-2012, caracterizando la exposición, área y rango altitudinal de cada uno. San Antonio.

Año	Área (ha)	Exposición	Altura (msnm)	
			Mínima	Máxima
2007	25.96	N	2217	2477
2007	0.80	NE	2530	2563
2011	1.09	N	2837	3010
2011	22.66	NO	2702	2818
2011	0.69	N	2680	2757
2011	2.30	N	2224	2700
2011	0.44	NO	2608	2686
2011	2.15	S	2119	2178
2012	22.00	N	2635	2936
2012	48.60	N	2531	2831
2012	0.36	N	2418	2475
2012	0.78	S	2295	2374
2012	1.43	S	2289	2347
2012	0.49	S	2322	2345
2012	0.61	N	2336	2345
2012	0.60	S	2263	2315

2012	1.21	S	2224	2297
2012	1.10	N	2158	2221
2012	0.61	S	2160	2199

La distancia de desplazamiento de los brotes en el periodo de estudio, varió de 0.05 a 9.80 km. Entre 2007-2012 los brotes se movieron hacia el norte y el este (Cuadro 13).

Cuadro 13. Distancia mínima y máxima de aparición de brotes, entre años de estudio. San Antonio.

Año	Distancia Mínima (km)	Distancia Máxima (km)
2007-2011	0.05	4.90
2011-2012	0.10	7.80

El periodo de estudio se caracteriza por tener dos años extremadamente secos (2011- 2012), y un año muy húmedo (2007).El periodo con mayor superficie afectada y mayor amplitud de distribución de brotes coincide con un periodo de sequía severa (Cuadro 14).

Cuadro 14. Amplitud de rango de elevación con aparición de brotes activos, relación con área afectada, precipitación anual e índice de sequía. San Antonio.

Año	Ampliación elevación (m)	Área	Precipitación anual (mm)	Índice de sequía
2007	260	26.76	308.8	0.95
2011	891	29.33	31.8	-20.42
2012	778	77.79	224.8	-3.50

Las celdas en gris oscuro, representan años extremadamente secos, según clasificación del SPI en periodos húmedos y secos (Mckee *et al.* 1993)

DISCUSIÓN

La colonización de un árbol por insectos descortezadores de pino, depende de la interrelación entre la población de escarabajos descortezadores y de la capacidad de defensa del árbol. El posterior aumento de la población estará condicionado por factores bióticos como la depredación y la competencia y por factores abióticos como el clima (Raffa *et al.*, 2008), tal y como fue característico en el presente estudio, pues los años de extrema sequía coincidieron con un desplazamiento de los brotes a menores y mayores altitudes, así como mayores superficies afectadas, en todas las localidades.

Las series de tiempo analizadas difirieron entre localidades y estuvieron relacionadas con la información disponible acerca de brotes activos registrados a partir del año 2007 al año 2012. Las localidades de estudio presentan una fisiografía que caracteriza las interacciones entre *Dendroctonus mexicanus* y los hospederos comunes para esta especie según cada localidad (Salinas *et al.*, 2010), presentando *D. mexicanus* una asociación a *Pinus teocote* y *Pinus pseudostrobus* en Hondable, Manzano y Trinidad, así como *Pinus cembroides* en San Antonio.

La dirección norte-sur de la parte de la SMO donde se encuentran ubicadas las localidades, puede determinar características fisiológicas, que permitan a las plantas sobrevivir o no, a las condiciones microclimáticas que se presenten en cada ladera (Nevo, 2001). Esto eventualmente pudo influir de forma directa en la vulnerabilidad del área a brotes epidémicos de insectos descortezadores de pino (Aukema *et al.*, 2006), viéndose reflejado en la dispersión multidireccional de los brotes en años de extrema sequía como el 2011.

Los años de extrema sequía que se presentaron en el periodo de estudio, pudieron haber marcado condiciones ambientales favorables para el descortezador, pues permiten aumentar el éxito de ataques, así como un aumento crítico en el tamaño de sus poblaciones (Simard *et al.*, 2012), intensificando un

ataque masivo con más independencia del vigor, edad o tamaño de los pinos hospederos (Raffa *et al.*, 2008).

En el hemisferio norte, la exposición norte es casi seis veces más húmeda que la exposición sur (Mazzola *et al.*, 2008). Los brotes activos dominaron la exposición norte en todas las localidades, probablemente porque su estrategia adaptativa a periodos caracterizados por sequía es menor (Hereter, 1986) lo cual se refleja en una menor respuesta fisiológica para la defensa de los árboles (Six *et al.*, 2014).

En cuanto a la distancia de desplazamiento de brotes, esta ha sido considerada en diversos estudios como una variable adicional que influye en la probabilidad de futuras infestaciones, al igual que otros factores bióticos o abióticos (Lausch *et al.*, 2011).

La distancia mínima de desplazamiento de los brotes en la serie de tiempo de las cuatro localidades, en el periodo de 2010 a 2012 fue menor a 1 kilómetro, lo cual puede indicar el inicio de un brote epidémico, debido a que en una población de este tipo los individuos inician su vuelo de dispersión en altas densidades y con reservas energéticas relativamente bajas, lo cual hace que sean más propensos a atacar a los árboles cerca de su punto de partida, a diferencia de los individuos en un brote no epidémico (Kautz *et al.*, 2011) , bajo el supuesto de que cada infestación de reciente aparición se relaciona con el polígono más cercano afectado en el año anterior (Wichmann y Rayn, 2001, Aukema *et al.*, 2006; Kautz *et al.*, 2011; Simard *et al.*, 2012).

No obstante la evidencia presentada sobre la relación espacial de aparición de brotes en el periodo de estudio con desplazamientos menores a un kilómetro, es necesario recalcar que en esta dispersión también pudieron influir otros factores determinados por la selectividad del descortezador ante su hospedero (Kautz *et al.*, 2011).

La relación entre episodios de sequía y amplitud del rango altitudinal de dispersión de brotes en la serie de tiempo de estudio, marca de forma preliminar una aproximación para el análisis de eventos climáticos específicos en el área.

Aunque autores como Fettig *et al.* (2005) Williams *et al.* (2008), Negrón *et al.* (2009), han establecido influencias de la elevación con la distribución de los descortezadores y los patrones de mortalidad de los mismos, los trabajos en México aún son incipientes. Se ha considerado que los efectos de la elevación presentan una tendencia inversamente proporcional entre su aumento y la mortalidad causada (Amman *et al.*, 1973), pues los efectos de cambios en aumento de temperatura y disminución de precipitación en altitudes más bajas pudiesen aumentar la tensión de árboles preferentes para los descortezadores (Negrón *et al.*, 2009) o de rodales cuyas características y composición de pinos se encuentren en condiciones susceptibles de atacar (Hicke *et al.*, 2008).

En las series de tiempo, las localidades de estudio presentaron un índice extremadamente seco en el año 2011, a partir del cual hubo un incremento en la amplitud altitudinal, similar a lo reportado por Aguirre, (2015) en un Ejido en el estado de Michoacán, México, otros autores sin embargo, han reportado el predominio de brotes de *Dendroctonus mexicanus*, preferentemente en las cúspides de montañas al sur del estado de Nuevo León (Cuéllar-Rodríguez *et al.*, 2013).

Una mayor recopilación de datos en el tiempo, permitirá que los historiales climáticos, permitan relacionar a escala regional los brotes de descortezador y su comportamiento, con características como disposición espacial de las poblaciones de insectos, grado de sincronía de aparición de brotes, idoneidad climática, topografía, susceptibilidad de rodales y hospederos a ataque (Aukemma *et al.*, 2006).

La línea base trazada en este, permite determinar la importancia de considerar diferencias en la dinámica de patrones de aparición de brotes activos de descortezador, buscando definir la relación entre el desarrollo de brotes y sus posibles factores asociados, para un mejoramiento en la gestión del Área Natural.

Sabiendo que el tiempo es un factor de manejo regional de los brotes de escarabajos descortezadores (Aukema *et al.*, 2006 y Chapman *et al.*, 2012), es

importante robustecer el monitoreo de datos asociados con la aparición de brotes, preferencias y poblaciones de insectos y características de rodales buscando incrementar la comprensión de la función de factores climáticos en las poblaciones de insectos así como su nivel de dispersión y ataque.

Finalmente, tomando en cuenta que las condiciones de sequía han sido asociadas con la expansión de los brotes de insectos descortezadores (Jones *et al.*, 2004; Raffa *et al.*, 2008; Negrón *et al.*, 2009; Chapman *et al.*, 2012; Creeden *et al.*, 2014) y que sus efectos sobre la aparición de los brotes puede darse hasta un año después del mismo (Meddens y Hicke, 2014), este estudio refleja una primera aproximación a causas y efectos de estas condiciones en los brotes a nivel de paisaje.

Los años de extrema sequía coincidieron con el aumento de la superficie de los brotes, su amplitud altitudinal y su preferencia general por la exposición norte, siendo multidireccional al final del periodo.,

Sin embargo es importante establecer que datos meteorológicos mensuales y anuales pueden camuflar episodios climáticos específicos, importantes para la supervivencia del descortezador o la defensa del huésped. (Creeden *et al.*, 2014), lo cual abre el panorama a otros estudios que permitan determinar según la condición del rodal y las características de los árboles, cuáles variables pueden incidir en el éxito de ataque de los insectos de estudio.

CONCLUSIONES

1. El año 2011 fue extremadamente seco.
2. En tres localidades el mayor porcentaje de brotes se presentó en la exposición norte; solo en una el desplazamiento fue hacia el noreste.
3. En Hondable, Trinidad y San Antonio la mayor superficie afectada se presentó en el año 2012.
4. La amplitud del rango altitudinal fue mayor a partir del 2011, correspondiendo con años extremadamente secos.
5. Las longitudes mínimas de desplazamiento fueron menores a un kilómetro, mientras que las máximas fueron mayores a los 4 km.

LITERATURA CITADA

- Alanís-Flores, G. y C. Velazco-Macías. 2013. Tipos de Vegetación, en: Cantú-Ayala et al. (eds.), Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. México. Pp. 117-126.
- Aguirre, R., C. Sáenz, R. Lindig, A. del Rio, C. Tena, R. Campos y E. del-Val. 2015. Bark Beetle Pests in an Altitudinal Gradient of a Mexican Managed Forest. *Forest Ecology and Management* 343 (May): 73–79. doi:10.1016/j.foreco.2015.01.028.
- Aukema, B. H., A. Carroll, J. Zhu, K. F. Raffa, T. Sickley, and S. Taylor (2006), Landscape Level Analysis of Mountain Pine Beetle in British Columbia, Canada: Spatiotemporal Development and Spatial Synchrony Within the Present Outbreak. *Ecography*, 29: 427–441. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04445.x
- Bentz, B., J. Régnière, C. Fettig, E. Hansen, J. Hayes, J. Hicke, R. Kelsey, J. Negrón, S. Seybold. 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *Bioscience*. Vol. 60, No. 8 (September 2010), pp. 602-613. Oxford University Press on behalf of the American Institute of Biological Sciences. www.jstor.org/stable/10.1525/bio.2010.60.8.6
- Creeden, E., J. Hicke and P. Buotte. 2014. Climate, Weather and Recent Mountain Pine Beetle Outbreaks in the Western United States. *Forest Ecology and Management* 312 (January): 239–51. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.051.
- Chapman, T. B., T. Veblen and T. Schoennagel. 2012. Spatiotemporal Patterns of Mountain Pine Beetle Activity in the Southern Rocky Mountains. *Ecology* 93:10, 2175-2185. doi: 10.1890/11-1055.1
- Cibrián, D., T. Mendez, R. Campos, H. Yates, J. Flores. 1995. Tres Especies del Género *Dendroctonus* Encontradas en México. En *Insectos Forestales de*

México. Universidad Autónoma de Chapingo/ Comisión Forestal de América del Norte, Publicación #6.

Cuéllar-Rodríguez, G., A. Equihua-Martínez, J. Villa-Castillo, E. Estrada-Venegas, T. Méndez-Montiel, & J. Romero-Nápoles. (2013). Análisis Espacio-Temporal de los Bosques de *Pinus cembroides* Zucc. atacados por *Dendroctonus mexicanus* Hopkins. Revista Mexicana De Ciencias Forestales, 4(17), 42-49.

Favela-Lara, S. 2013. Gimnospermas, en: Cantú-Ayala et al. (eds.), Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. México. Pp. 133-139.

Hawkes, B., S. Taylor, C. Stockdale, T. Shore, R. Alfaro, R. Campbell, P. Vera. 2004. Impact of Mountain Pine Beetle on Stand Dynamics in British Columbia. In: Shore, T.L., Brooks, J.E., Stone, J.E. (Eds.), Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions, Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Inf. Rep. BC-X-399, pp. 177–199.

Hereter, A. 1986. Estudi dels Sols Forestals Sobre Esquists I Pissarres del Massís Del Montseny. Butll. Inst. Cat. Hist. Nat. 53 (Sec. Geol.):59-67

Hicke, J. A., M. Johnson, J. Hayes, and H. Preisler. 2012. Effects of Bark Beetle-Caused Tree Mortality on Wildfire. Forest Ecology and Management 271 (May): 81–90. doi:10.1016/j.foreco.2012.02.005.

INEGI. 2008. Manual de Características Edafológicas y Fisiográficas de México. Geografía México. Pp. 8-13.

Jeffrey, H., M. Johnson, J. Hayes and H. Preisler. 2012. Effects of Bark Beetle-Caused Tree Mortality on Wildfire. Forest Ecology and Management 271 (May): 81–90. doi:10.1016/j.foreco.2012.02.005.

- Jones, M., T. Paine, M. Fenn and M. Poth. 2004. Influence of Ozone and Nitrogen Deposition on Bark Beetle Activity under Drought Conditions. *Forest Ecology and Management* 200 (1-3): 67–76. doi:10.1016/j.foreco.2004.06.003.
- Kautz, M., R. Schopf and M.A. Imron. 2014. Individual Traits as Drivers of Spatial Dispersal and Infestation Patterns in a Host–bark Beetle System. *Ecological Modelling* 273 (February): 264–76. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.11.022.
- Lausch, A., M. Heurich and L. Fahse. 2013. Spatio-Temporal Infestation Patterns of *Ips typographus* (L.) in the Bavarian Forest National Park, Germany. *Ecological Indicators* 31 (August): 73–81. doi:10.1016/j.ecolind.2012.07.026.
- Logan, J., B. Bentz. 1999. Model Analysis of Mountain Pine Beetle (Coleoptera: Scolytidae) Seasonality. *Environ. Entomol.* 28(6): 924–934
- Mazzola M.B., A. Kin, E. Morici, F. Babinec y G. Tamborini. 2008. Efecto del Gradiente Altitudinal Sobre la Vegetación de las Sierras Lihue Calel (La Pama, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 43:103-119. pid :S1851-23722008000100008
- McKee, T.B., N.J. Doesken and J. Kleist, 1993: The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scale. In: *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology*, Anaheim, California. 17 a 22 de enero de 1993. American Meteorological Society, Boston, 179–184.
- Meddens, A. and J. Hicke. 2014. Spatial and Temporal Patterns of Landsat-Based Detection of Tree Mortality Caused by a Mountain Pine Beetle Outbreak in Colorado, USA. *Forest Ecology and Management* 322 (June): 78–88. doi:10.1016/j.foreco.2014.02.037.
- 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:10.1016/j.foreco.2008.12.002.
- Nevo, E. 2001. Evolution of Genome–Phenome Diversity Under Environmental Stress. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98:6233-6240. doi: 10.1073/pnas.101109298
- Raffa, K.F., B.Aukema, N. Erbilgin, K. Klepzig, K. 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. in J.T. Romeo, editor. Recent Advances in Phytochemistry. Elsevier, St. Louis, MO. 318 p. Pp 79-118 (Vol. 39)
- Raffa, K.F., B. Aukema, J. Bentz, A. Carroll, J. Hicke, M. Turner, W. Romme. 2008. Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: the Dynamics of Bark Beetle Eruptions. BioScience, 58, pp. 501–517.
- Rzedowski, J. 1978. La Vegetación de México. Ed. Limusa, México. Pp. 432.
- Safranyik, L. and D. 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 Entomological Society of British Columbia 95: 81-87.
- 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:10.1016/j.foreco.2010.03.029.
- SEMARNAT. 2006. Atlas Geográfico del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Pp. 70-76.

Simard, M., E. Powell, K. F. Raffa, and M. G. Turner. 2012. What Explains Landscape Patterns of Tree Mortality Caused by Bark Beetle Outbreaks in Greater Yellowstone? *Global Ecology and Biogeography* 21 (5). Blackwell Publishing Ltd: 556–67.

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:10.3390/f5010103.

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:10.1016/j.foreco.2004.07.018.

Wichmann, L. and H. Ravn. 2001. The Spread of *Ips Typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae) Attacks Following Heavy Windthrow in Denmark, Analysed Using GIS. *Forest Ecology and Management* 148 (1-3): 31–39. doi:10.1016/S0378-1127(00)00477-1.

Wood, S.L. 1963. A revision of the bark beetle genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Scolytidae). *Great Nasin Nat.* 23 (1-2): 1-117.

CAPÍTULO II

Estructura de los rodales de *Pinus* spp. infestados por *Dendroctonus mexicanus* Hopkins (Coleoptera:Curculionidae) en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Diana Carolina Pinzón-Moncada¹, Gerardo Cuéllar-Rodríguez¹, Enrique Jurado-Ybarra¹, Marco Aurelio González-Tagle¹, José Negrón²

1 Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Carr.Nac. Km. 145, Apartado Postal 41, C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México.

2. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station 240 W. Prospect, Fort Collins, CO 80526, U.S.A.

Correo e:gmelina.79@gmail.com (autor para correspondencia).

Resumen

Debido a su amplia distribución, el escarabajo descortezador del pino, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, ha sido capaz de causar una gran mortalidad en *Pinus pseudostrobus*, *Pinus teocote* y *Pinus cembroides* en el Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) en el estado de Nuevo León. En este estudio se analizan y comparan características del sitio tales como: composición florística, clases diamétricas, de altura y de edad. Los resultados mostraron que los géneros *Quercus* y *Pinus* aportaron más del 50% del peso ecológico en las cuatro localidades, siendo *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote* las especies dominantes en Hondable, Manzano, Trinidad, mientras en San Antonio, ubicada al norte del PNCM, *Pinus cembroides* fue la especie dominante. Los sitios infestados concentraron más de la mitad de los árboles en las dos clases diamétricas inferiores (5cm-25cm), mientras que los sitios no infestados tuvieron mayor frecuencia en clases diamétricas intermedias o superiores (>15 cm). Los sitios infestados concentraron la mayor cantidad de árboles en clases de altura inferiores (8m-18m), mientras que los sitios no infestados tuvieron mayor cantidad de árboles en alturas de clases intermedias o superiores (8m-13m y >18m). Por otra parte la mayoría de los árboles de sitios

infestados fueron más jóvenes (>60 años), mientras que en los sitios no infestados los árboles se concentraron en edades desde los 35 hasta los 84 años. Las anteriores características de los rodales, demuestran que masas irregulares con altas densidades, dominaron los sitios infestados, debido, posiblemente, a la falta de prácticas silviculturales, lo cual pudo derivar en una disminución del vigor de los árboles a causa de la alta competencia. Los rodales más abiertos y heterogéneos se presentaron en los sitios no infestados. Los resultados obtenidos podrían fortalecer la toma de decisiones con respecto a la justificación de la implementación de medidas de manejo preventivas para fortalecer la salud de los bosques del PNCM.

Palabras Clave: Descortezador de pino, *Dendroctonus*, México, estructura del rodal, clases diamétricas, clases de edad.

Stand Structure for *Pinus* spp. Infested by *Dendroctonus mexicanus* hopkins (Coleoptera: Curculionidae) in Four Locations Within the Cumbres de Monterrey National Park

Abstract

Because of its wide distribution, the pine bark beetle, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins, has caused high mortality in *Pinus pseudostrobus*, *Pinus teocote* and *Pinus cembroides* in Mexico and within the Natural Protected Area, Cumbres de Monterrey National Park (NMCP) in Nuevo Leon state. In this study site characteristics were analyzed and compared which included: floristic composition, diametric class, height class and age class. The results showed that the *Quercus* and *Pinus* genres contributed to more than 50% of ecological weight in the four localities. The dominant species consisted of *Pinus pseudostrobus* and *Pinus teocote* in Hondable, Manzano, Trinidad, while in San Antonio, located in the northern side of the NMCP *Pinus cembroides* was the dominant species. For the structural comparison, infested sites were found in over half of the trees in the two lower diameter classes (5cm-25cm), while uninfested sites contained a higher frequency of intermediate diameter classes or greater (> 15 cm). Infested sites were found in the most number of trees in lower height classes (8m-18m), while the non-infested sites were found in intermediate heights or higher classes (8m-13m and > 18m). With respect to stand tree age, most of the trees of infested sites were younger (< 60 years), while trees of uninfested sites were not found in trees in ages ranging from 35 to 84 years old. The previous stand features show that irregular masses with high densities dominated infested sites due to the lack of silvicultural practices, and this could result in a decrease in tree vigor because of the high competition. Stands more open and heterogeneous, are presented in uninfested sites. These results obtained can improve the making decision with respect to the justification for the implementation of measures for preventive management in order to strengthen the health of the PNCM forests.

Key Words: Bark beetle, *Dendroctonus*, México, stand structure, diameter class, age class.

INTRODUCCIÓN

Los descortezadores de pino, como ingenieros del ecosistema (Jones *et al.*, 1997), regulan la disponibilidad de recursos para otras especies, modificando la estructura de los bosques (Coulson *et al.*, 1999). Es por ello que cualquier aumento en su población, reviste una importancia ecológica para la salud del bosque.

La composición de las especies de árboles en un rodal, así como su densidad, área basal, diámetro de los árboles hospederos, su estructura de edades así como el tamaño y la densidad de las poblaciones de descortezadores, se han identificado reiteradamente como variables asociadas con brotes epidémicos de escarabajos descortezadores de pino. (Carroll *et al.*, 2003; Fettig *et al.*, 2007).

Diversos investigadores han coincidido en que los bosques de coníferas densamente poblados, tienen menor umbral de salud, puesto que la competencia conduce a un aumento en la susceptibilidad del ataque. (Berryman, 1982; Kolb *et al.*, 1998; Feeney *et al.*, 1998). Esta condición de poca salud del rodal se relaciona con la disminución del vigor del árbol a nivel individual, motivo por el cual es difícil que éste mantenga una alta capacidad de defensa ante un ataque.

Por lo tanto, la competencia entre los árboles se convierte en uno de los factores que determinan el crecimiento y la mortalidad en los rodales (Uzoh y Mori, 2012; Zeide, 2004) y su efecto puede ser a largo o a corto plazo (Van Mantgem *et al.*, 2003). Por esta razón, la gestión hacia una densidad y estructura adecuadas en las masas forestales, puede resultar benéfica, pues la disminución de la densidad conlleva al aumento en el vigor de los árboles, propiciando una mejor defensa contra los insectos (Allee, 1931).

Por otro lado, se ha demostrado que la edad del rodal, tiene influencia sobre la vulnerabilidad de los bosques (Nolet *et al.*, 2012); se ha establecido que la resistencia de coníferas aumenta hasta un umbral de edad (60-80 años) (Safranyik, 1975), posteriormente los rodales maduros pueden ser atacados por insectos descortezadores, que atacaron previamente rodales más jóvenes (Chao *et al.*, 2005).

La hipótesis de esta investigación radica en que rodales infestados por *D. mexicanus*, presentan diferencias de distribución por clase diamétrica, de altura y de edad, en comparación con rodales no infestados de cuatro localidades al interior del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Los objetivos de este estudio fueron: (i) realizar la caracterización florística del estrato arbóreo de sitios infestados y no infestados de las cuatro localidades de estudio; (ii) determinar los géneros florísticos con mayor peso ecológico dentro de los sitios; (iii) realizar un análisis de frecuencia diamétrica, de altura y de edad para el género *Pinus*, en sitios infestados y no infestados de cada localidad; y iv) comparar las frecuencias de diámetro, altura y edad entre sitios infestados y no infestados para establecer el tipo de estructura más susceptible al ataque de *D. mexicanus*.

MÉTODO

Ubicación

El PNCM tiene una extensión de 177,395.95 hectáreas y se encuentra localizado en la zona oeste-centro del estado de Nuevo León, dentro de la provincia fisiográfica de la SMO. Predominan las formas montañosas, con algunas zonas planas, caracterizada por ser una cadena montañosa de origen estructural, formada por una serie de plegamientos alargados orientados en sentido Noreste-Sursureste en su mayoría (CONANP, en prensa).

El PNCM presenta condiciones muy variables de topografía, pendientes y orientación de laderas, las cuales tienen efectos importantes en la distribución de la vegetación. (CONANP, En Prensa).

Las localidades del estudio se encuentran en el PNCM en el estado de Nuevo León en las siguientes coordenadas *Datum*: UTM 14N WGS 84. Cuadro 1.

Cuadro 1. Coordenadas área de estudio

Municipio	Localidad	X	Y
Santiago	Hondable	377520	2795528
	Manzano	350023	2814287
Montemorelos	Trinidad	385418	2786294
Santa Catarina	San Antonio	346135	2819190

Suelo

Todas las localidades presentan suelo del tipo Litosol- leptisol, con un régimen de humedad de tipo Ústico para Hondable, Manzano y Trinidad, contrastando con San Antonio que presenta un régimen Xérico.

Clima

Los tipos de clima presentes en el área de estudio son: (Cw1) Templado con lluvias en verano y (A Cw) Semicálido subhúmedo con lluvias en verano. La precipitación media anual y las temperaturas máximas y mínimas se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Precipitación y temperatura de las localidades de estudio:

Municipio	Localidad	Precipitación media anual (mm)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura mínima (°C)	Temperatura media anual (°C)
Santiago	Hondable Manzano	1028	41.2	-1.2	21
Montemorelos	Trinidad	863.5	42.5	-1.1	22.5
Santa Catarina	San Antonio	393.7	40.1	-0.7	20.5

Tomado de CONAGUA, 2015

Vegetación

En el PNCM, el estrato arbóreo compuesto principalmente por bosques templados de pino encino, se distribuyen de forma general en regiones con clima semifríos, templados y semiáridos, con variantes de humedad y en condiciones distintas de suelos (Alanís-Flores y Velazco-Macías, 2013). Las localidades se encuentran ubicadas en tres municipios al interior del ANP, en áreas con zonificación vegetal de asociación de bosque de montaña de *Quercus-Pinus*, las cuales presentan un amplia distribución que a lo largo de la SMO puede ir de los 800 a los 3000 msnm (Rzedowski, 1978), y pueden ser de características variadas, formando un complejo que incluye aquellas de tamaño más o menos pequeño (6-8 m de longitud), abiertas, de baja densidad, hasta aquellas comunidades de las zonas altas que forman asociaciones más altas y densas (Alanís-Flores y Velazco-Macías, 2013).

Colecta de datos

Se definieron las dos condiciones de estudio como: sitios infestados y sitios no infestados. Ambas condiciones estuvieron representadas por 10 parcelas de 1000m² en cada localidad. En los sitios infestados el 100% de los individuos del género *Pinus* tuvieron evidencia del ataque de *Dendroctonus mexicanus*. Las parcelas de los sitios no infestados estuvieron localizadas en áreas sin evidencia de insectos

descortezadores a una distancia mínima de 500 m de los sitios infestados. Esta metodología dio como resultado sitios que no se entremezclan, lo que supone cierta independencia de las variables consideradas para la definición de la susceptibilidad. El muestreo incluyó todas las especies de árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) >5cm, de las cuales se obtuvo composición florística, DAP, diámetro de copa y altura total, para posteriormente calcular área basal, abundancia absoluta y relativa (Nº ind/ha, dominancia absoluta y relativa (área basal/ha), frecuencia e índice de valor de importancia, por género y sitio.

Para cada sitio se calculó el valor medio de las variables de interés (DAP, área basal, diámetro de copa y altura) en cada localidad.

Para las clases de edad se tomó una muestra representativa de 5 árboles de *Pinus* spp. por parcela y mediante el uso del Taladro de Pressler se obtuvo una muestra de anillos de crecimiento, misma que fue etiquetada y llevada a laboratorio para su posterior análisis.

Análisis de datos

Diferencia entre localidades

Dado que se consideraron 4 localidades de estudio, se realizó un análisis discriminante para establecer si dichas localidades podían considerarse similares en términos de estructura y composición, para lo cual se generaron estadísticas descriptivas. En el análisis del género *Pinus*, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para determinar la normalidad de los datos, y debido a que las variables no se distribuyen normalmente, se aplicaron pruebas de Kapiro-Wills y Wilcoxon para determinar diferencias entre las medias de las variables estructurales de los rodales, entre las localidades.

Se obtuvo el histograma de frecuencia de diámetro para el género *Pinus* y se comprobó la similitud de la distribución entre los tratamientos mediante la prueba de chi-cuadrado

La caracterización fisionómico-estructural para cada área, estuvo dada por el cálculo de la abundancia, frecuencia, dominancia e índice de valor de importancia (Curtis y Macintosh, 1951).

Se realizó el cálculo de la abundancia, frecuencia y dominancia en términos de área basal para cada uno de los sitios con y sin afectación por *Dendroctonus sp*, en cada una de las localidades de estudio.

El cálculo de la Abundancia Relativa se determinó a partir de la fórmula: $Ar = (Ai / \sum A) * 100$ donde: *Ar* es la Abundancia Relativa, *Ai* es la Abundancia Absoluta de la especie *i* y $\sum A$ es la Abundancia Total de las especies.

La Frecuencia Relativa, se determinó a partir de la fórmula: $Fr = (Fi / \sum Fx) * 100$ donde: *Fr* es la Frecuencia Relativa para cada especie, *Fi* es la Frecuencia Absoluta de la especie *i* de cada especie en las sub-parcelas y $\sum F$ es el Número Total de Frecuencia Absoluta para todas las especies.

La Dominancia fue calculada a partir del cálculo del área basal y utilizando la fórmula: $Dr = (ABi / \sum AB) * 100$ donde: *Dr* es la Dominancia Relativa para cada especie, *ABi* es la sumatoria del área basal de la especie *i* y $\sum AB$ es la sumatoria total del área basal de todas las especies.

El Índice de Valor de Importancia Ecológica (Keels *et al.*, 1997), se obtuvo mediante la suma de los parámetros de la estructura horizontal, de acuerdo a la fórmula:

$$IVI = Abundancia\ Relativa + Dominancia\ Relativa + Frecuencia\ Relativa.$$

RESULTADOS

Análisis de las cuatro localidades

La composición florística fue similar en las cuatro localidades evaluadas ($\chi^2 = 1.25$, $p \geq 0.05$). Los géneros *Pinus* y *Quercus* aportaron más del 50% del peso ecológico en la estructura del bosque.

Las localidades de Hondable, Manzano y Trinidad estuvieron dominadas por *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*; mientras que en San Antonio se encontró una mezcla de *Pinus cembroides*, *Pinus greggii* y *Pinus teocote*.

Los datos dasométricos no mostraron una distribución normal cuando se analizaron como una sola población; por lo que fueron analizados mediante pruebas no paramétricas. El análisis de varianza (Kruskal-Wallis) muestra diferencias en los parámetros de las cuatro localidades (Cuadro 3).

Cuadro 3. Análisis de varianza para DAP, Altura y Edad de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Variable	Prueba de Normalidad Shapiro	Análisis de Varianza Kruskal-
DAP	D=0.9335; w<0.05	$\chi^2 = 78.55$; $p < 0.05$
Altura	D=0.9885; w<0.05	$\chi^2 = 129.61$; $p < 0.05$
Edad	D=0.9705; w<0.05	$\chi^2 = 129.27$; $p < 0.05$

En términos generales, las localidades: Manzano y Trinidad presentaron Diámetros a la Altura de Pecho (DAP) ($W=21068$; $P \geq 0.05$) similares. Sin embargo, los árboles de Manzano fueron más altos ($h=14.67 \pm 5.76$) que los de Trinidad ($h=13.35 \pm 4.81$) ($W=49546$; $P \leq 0.05$); y éstos (los de Trinidad) tuvieron la misma altura que los árboles de Hondable ($h=13.4 \pm 6.17$) ($W=42799 \geq 0.05$).

Los valores medios para cada una de las variables y sus desviaciones estándar se presentan en la Cuadro 4. La comparación de las variables dasométricas se presenta en la Cuadro 5.

Cuadro 4. Valor medio de variables consideradas en el estudio para género *Pinus* en cada localidad. Diámetro a la altura del pecho (DAP) (m), altura (m) y Edad (años). Muestra total de árboles género *Pinus* > 5cm. Muestra 20 parcelas de 0.1 hectáreas por localidad.

Localidad	DAP	Altura	Edad
Hondable	0.21±0.12	13.4±6.17	56.25±16.05
Manzano	0.28±0.16	14.67±5.76	54.04±15.57
Trinidad	0.25±0.12	13.35±4.81	41.47±14.80
San Antonio	0.17±0.10	9.11±3.54	37.88±15.19

Cuadro 5. Comparación de las variables dasométricas entre localidades. Prueba de Wilcoxon a pares. Intervalo de confianza 95%

Localidad	Hondable- Manzano	Hondable- Trinidad	Hondable- San Antonio	Manzano- Trinidad	Manzano-San Antonio	Trinidad-San Antonio
DAP	W=16886	W=35103.5	W=41824	W=21068	W=22378	W=43426.5
Altura del árbol	W=19859	W=42799	W=49546	W=22154	W=24318.5	W=47820
Edad	W=9249	W=16636	W=14965	W=15951	W=14017	W=13104

Valores de probabilidad = Gris oscuro < 0.05, Gris claro >0.05, Blanco = 0.05

Comparación de sitios infestados y no infestados por localidad

HONDABLE

Las especies dominantes en los sitios infestados fueron: *Pinus teocote* (40.89%) y *Pinus pseudostrobus* (2.92%), mezcladas con *Quercus spp.* (52.46%), *Abies sp* (4.91%), *Arbutus xapalensis* (0.97%) y *Prunus serotina* (0.85%); en los sitios no infestados las especies dominantes fueron *Pinus teocote* (46.02%) y *Pinus pseudostrobus* (9.89%) mezcladas con *Quercus spp* (37.04%), *Abies sp* (5.79%), *Arbutus xapalensis* (0.99%), *Prunus serotina* (0.23%) y *Cupressus arizonica* (0.05%).

El análisis de frecuencias diamétricas para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y los no infestados ($\text{Chi}^2 = 27.62, p < 0.05$), observando una tendencia de distribución de j invertida para los sitios infestados, mientras que los sitios no infestados presentan una distribución de tipo coetáneo (Figura 1). Los sitios infestados concentran más del 50% de individuos en las clases diamétricas de 5 a 14cm (49.74%) y 15 a 24 cm (20.73%), mientras que los sitios no infestados

concentran la mayor cantidad de individuos en las clases diamétricas de 15 a 24cm (26.02%) y 25 a 34 cm (30.89%) (Cuadro 6).

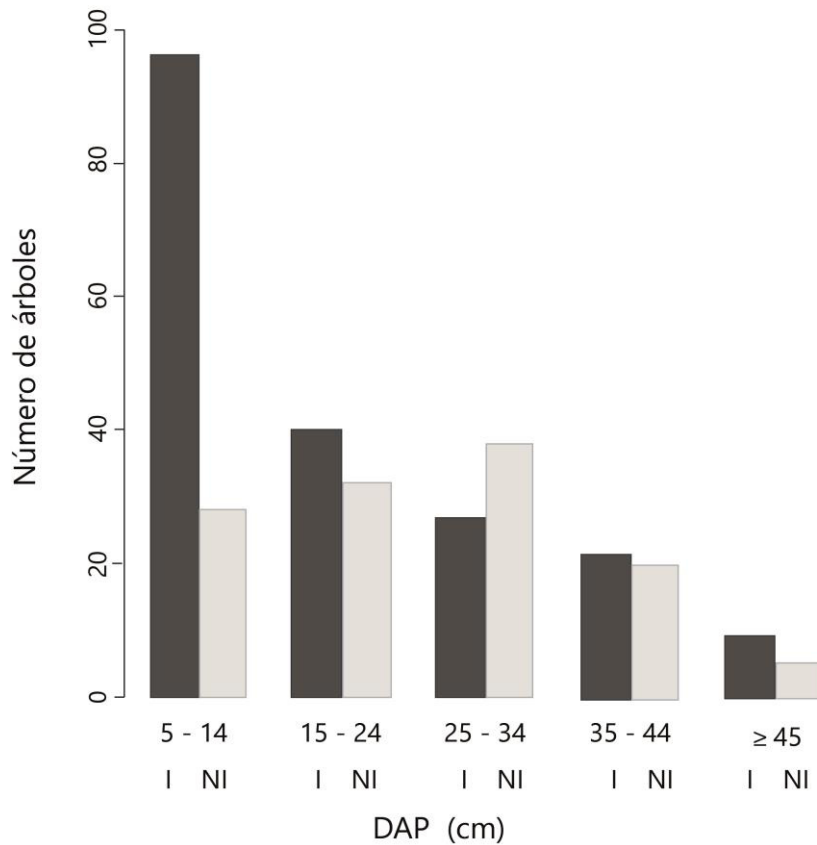


Figura 1. Distribución diamétrica Hondable

Cuadro 6. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase diamétrica.

Clases diamétricas (cm)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
5-14	49.74	22.76
15-24	20.73	26.02
25-34	13.99	30.89
35-44	10.88	16.26
≥ 45	4.66	4.07

El análisis de frecuencias de altura para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 19.67$, $p < 0.05$), observando una tendencia asimétrica a la izquierda para los sitios infestados, mientras que los sitios no infestados presentan una distribución normal (Figura 2). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de altura de 8 a 13 m (35.05%) y 14 a 18 m (23.20%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de altura de 8 a 13 m (38.52%) y 19 a 24 m (24.59%) (Cuadro 7).

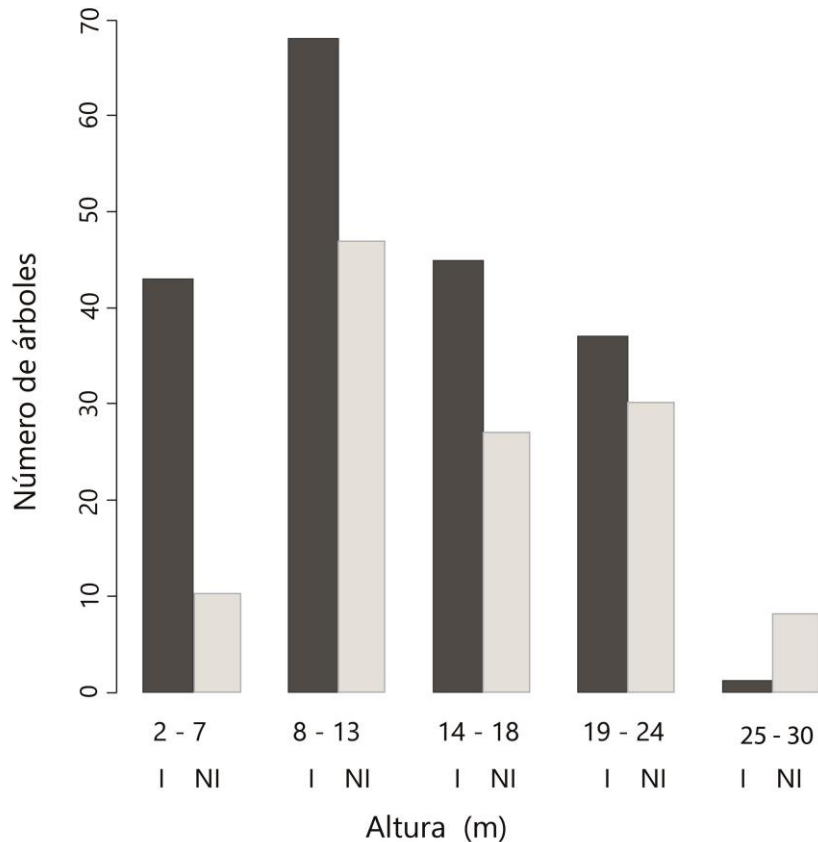


Figura 2. Distribución de altura Hondable

Cuadro 7. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de altura.

Clases de altura (m)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
2-7	22.16	8.20
8-13	35.05	38.52
14-18	23.20	22.13
19-24	19.07	24.59
25-30	0.52	6.56

La estructura de edades presentó diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\chi^2 = 40.58$, $p < 0.05$). En los sitios infestados se observa una tendencia asimétrica desplazada hacia la izquierda, mientras que los sitios no infestados presentan una distribución asimétrica desplazada hacia la derecha (Figura 3). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de edad de 37 a 48 años (33.78%) y 49 a 60 años (24.32%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de edad de 61 a 72 años (38.52%) y 73 a 84 años (32.76%) (Cuadro 8).

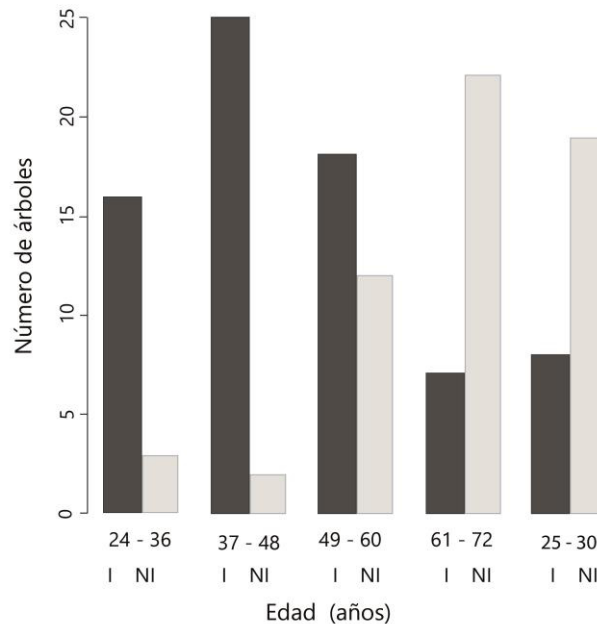


Figura 3. Distribución de edad Hondable

Cuadro 8. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de edad.

Clases de edad (años)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
24-36	21.62	5.17
37-48	33.78	3.45
49-60	24.32	20.69
61-72	9.46	37.93
73-84	10.81	32.76

MANZANO

Las especies dominantes en los sitios infestados fueron: *Pinus pseudostrobus* (53.26%) y *Pinus teocote* (14.28%) mezcladas con *Quercus spp* (30.05%), *Juglans sp* (2.22%), *Arbutus xapalensis* (0.21%) y *Crataegus mexicanus* (0.01%); en los sitios no infestados las especies dominantes fueron *Pinus pseudostrobus* (55.35%) y *Pinus teocote* (15.70%) mezcladas con *Quercus spp* (25.02%), *Crataegus mexicanus* (3.68%) y *Juglans sp* (0.25%).

El análisis de frecuencias diamétricas para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 10.66$, $p < 0,05$), observando una tendencia distribución de j invertida para los sitios infestados, mientras que los sitios no infestados presentan una distribución multiestrato (Figura 4). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases diamétricas de 5 a 14cm (32.86%) y 15 a 24 cm (27.14%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases diamétricas de 15 a 24cm (29.17%) y ≥ 45 cm (25%). (Cuadro 9).

Cuadro 9. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase diamétrica.

Clases diamétricas (cm)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
5-14	32.86	12.5
15-24	27.14	29.17
25-34	8.57	15.28
35-44	18.57	18.06
≥ 45	12.86	25

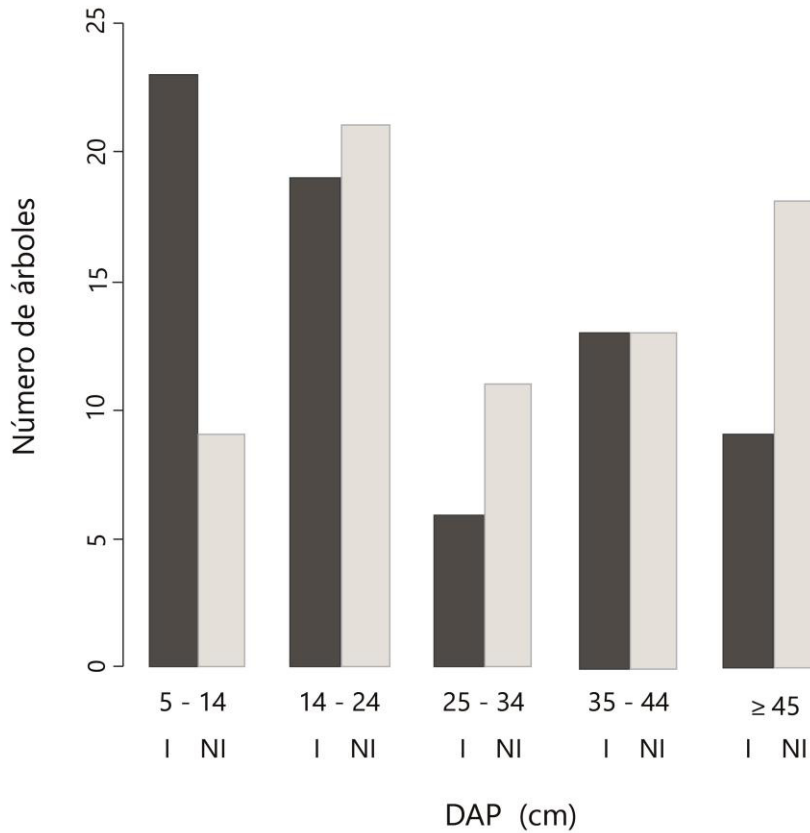


Figura 4. Distribución diamétrica Manzano

El análisis de frecuencias de altura para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 12.93$, $p < 0.05$), observando una tendencia asimétrica a la izquierda para los sitios infestados, mientras que los sitios no infestados presentan una tendencia asimétrica hacia la derecha (Figura 5). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de altura de 8 a 12 m (35.71%) y de 13 a 17 m (20.00%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de altura de 18 a 22 m (41.67%) y 19 a 24 m (24.59%) (Cuadro 10).

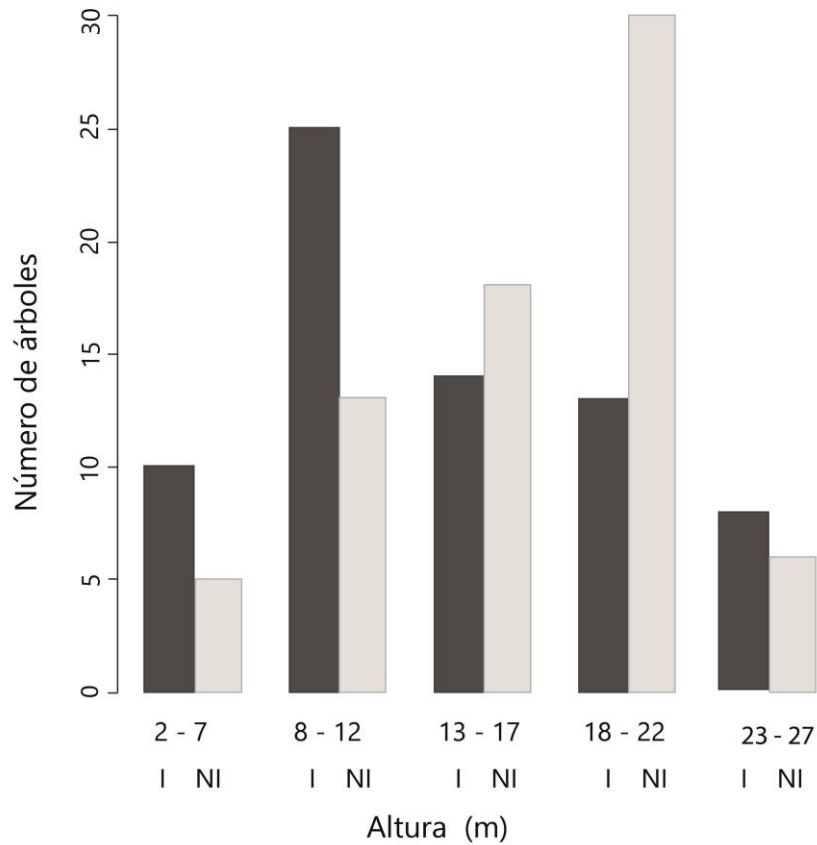


Figura 5. Distribución de altura Manzano

Cuadro 10. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de altura.

Clases de altura (m)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
2-7	14.29	6.94
8-12	35.71	18.06
13-17	20.00	25.00
18-22	18.57	41.67
23-27	11.43	8.33

La estructura de edades presentó diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 40.58$, $p < 0,05$). En los sitios infestados se observa una tendencia asimétrica desplazada hacia la izquierda, mientras que los sitios no infestados presentan una distribución asimétrica desplazada hacia la derecha (Figura 6). Los

sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de edad de 25 a 37 años (17.65%) y de 38 a 50 años (49.02%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de edad de 38 a 50 años (32.47%) y 63 a 75 años (22.08%) (Cuadro 11).

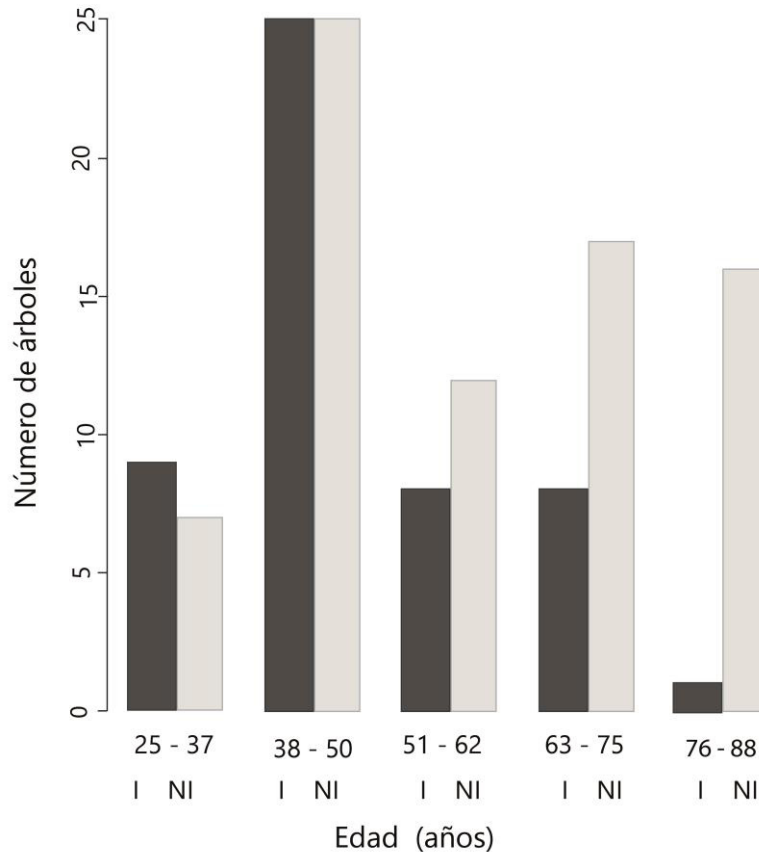


Figura 6. Distribución de edad Manzano

Cuadro 11. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de edad.

Clases de edad (años)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
25-37	17.65	9.09
38-50	49.02	32.47
51-62	15.69	15.58
63-75	15.69	22.08
76-88	1.96	20.78

TRINIDAD

Las especies dominantes en los sitios infestados fueron: *Pinus teocote* (49.71%) y *Pinus pseudostrobus* (37.48%) mezcladas con *Quercus spp* (12.81%); en los sitios no infestados las especies dominantes fueron *Pinus teocote* (54.06%) y *Pinus pseudostrobus* (34.68%) mezcladas con *Quercus spp* (10.26%).

El análisis de frecuencias diamétricas para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 64.91$, $p < 0.05$), observando una tendencia distribución de j invertida para los sitios infestados, mientras que los sitios no infestados presentan una distribución más coetánea (Figura 7). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases diamétricas de 5 a 14cm (25.2%) y 15 a 24 cm (44.09%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases diamétricas de 25 a 34cm (32.89%) y de 35 a 44 cm (28.86%) (Cuadro 12).

Cuadro 12. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase diamétrica.

Clases diamétricas (cm)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
5-14	25.2	15.44
15-24	44.09	10.74
25-34	22.83	32.89
35-44	3.94	28.86
≥ 45	3.94	12.08

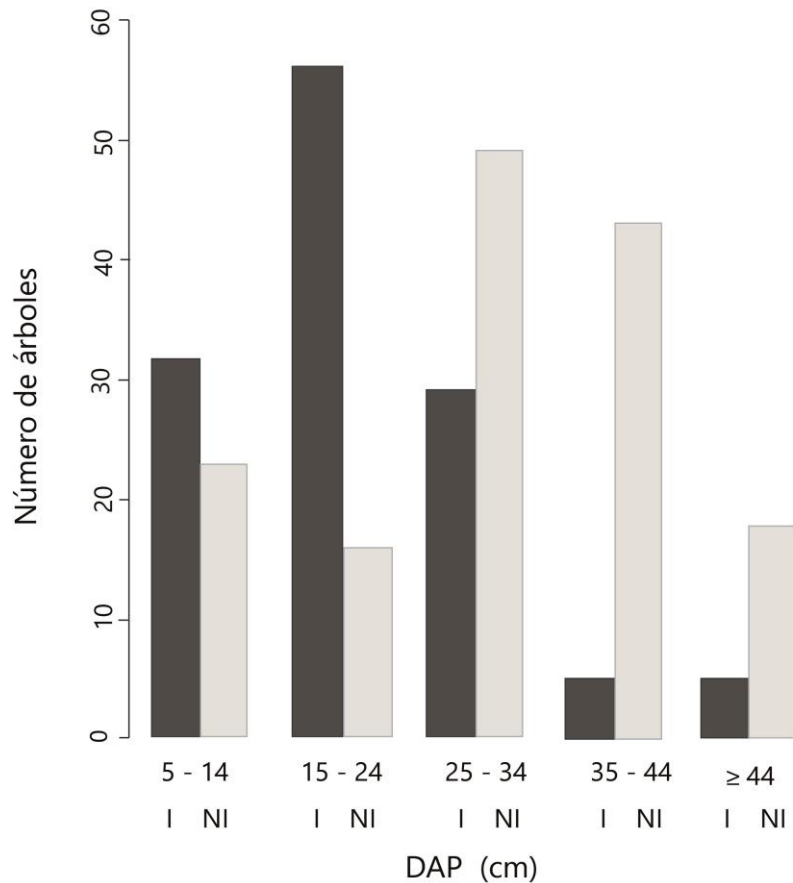


Figura 7. Distribución de clases diamétricas Trinidad

El análisis de frecuencias de altura para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 20.56, p < 0.05$), observando una tendencia normal en ambos sitios (Figura 8). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de altura de 8 a 13 m (26.77%) y de 14 a 18 m (34.65%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de altura de 8 a 13 m (32.89%) y 14 a 18 m (51.68%) (Cuadro 13).

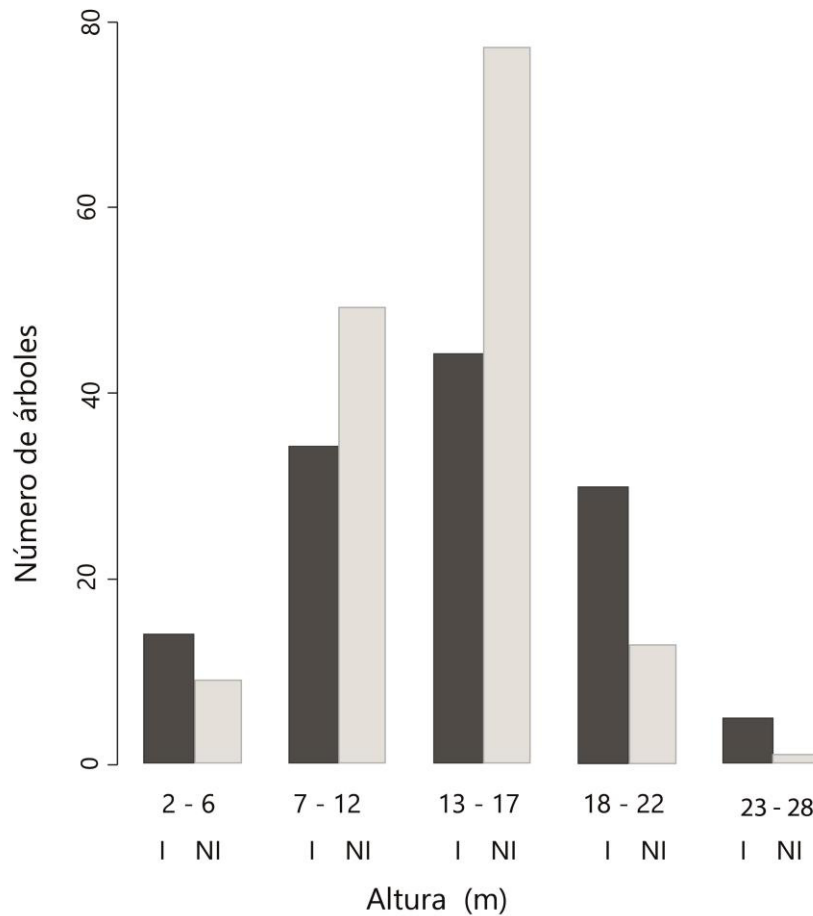


Figura 8. Distribución de clases de altura Trinidad

Cuadro 13. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de altura. Trinidad

Clases de altura (m)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
2-7	11.02	6.04
8-13	26.77	32.89
14-18	34.65	51.68
19-24	23.62	8.72
25-30	3.94	0.67

La estructura de edades presentó diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\chi^2 = 40.58$, $p < 0.05$), ambos con una distribución asimétrica hacia la izquierda (Figura 9). Los sitios infestados concentran la más del 50% de individuos

en las clases de edad de 10 a 32 años (23.29%) y 33 a 55 años (71.23%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de edad de 10 a 32 años (36.51%) y 33 a 55 años (53.97%) (Tabla 14).

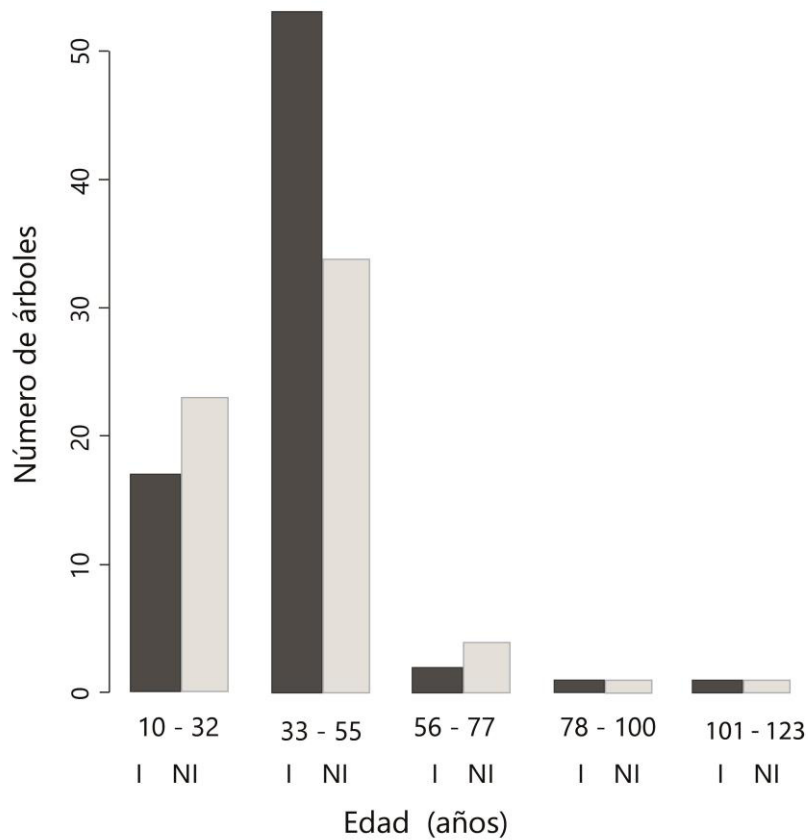


Figura 9. Distribución de edad Trinidad

Cuadro 14. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de edad. Trinidad

Clases de edad (años)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
10-32	23.29	36.51
33-55	71.23	53.97
56-77	2.74	6.35
78-100	1.37	1.59
101-123	1.37	1.59

SAN ANTONIO

Las especies dominantes en los sitios infestados fueron: *Pinus cembroides* (91.17%), *Pinus greggii* (0.54%) y *Pinus teocote* (0.49%) mezcladas con *Quercus spp* (1.23%), *Pseudotsuga spp* (3.06%), *Cupressus arizonica* (2.04%) y *Arbutus xalapensis* (1.48%); en los sitios no infestados las especies dominantes fueron *Pinus cembroides* (33.79%), *Pinus greggii* (16.38%) y *Pinus teocote* (4.47%) mezcladas con *Quercus spp* (26.93%), *Pseudotsuga spp* (5.35%), *Cupressus arizonica* (10.94%) y *Helietta parvifolia* (0.16%).

El análisis de frecuencias diamétricas para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 10.66$, $p < 0,05$), observando una tendencia distribución de j invertida en ambos sitios (Figura 10). Los sitios infestados concentran más del 50% de individuos en las clases diamétricas de 5 a 12cm (31.54%) y 13 a 18 cm (27.52%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases diamétricas de 5 a 12cm (47.95%) y 13 a 18 cm (21.92%) (Cuadro 15).

Cuadro 15. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase diamétrica. San Antonio

Clases diamétricas (cm)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
5-12	31.54	47.95
13-18	27.52	21.92
19-25	26.17	10.96
26-31	12.08	4.11
≥ 32	2.68	15.07

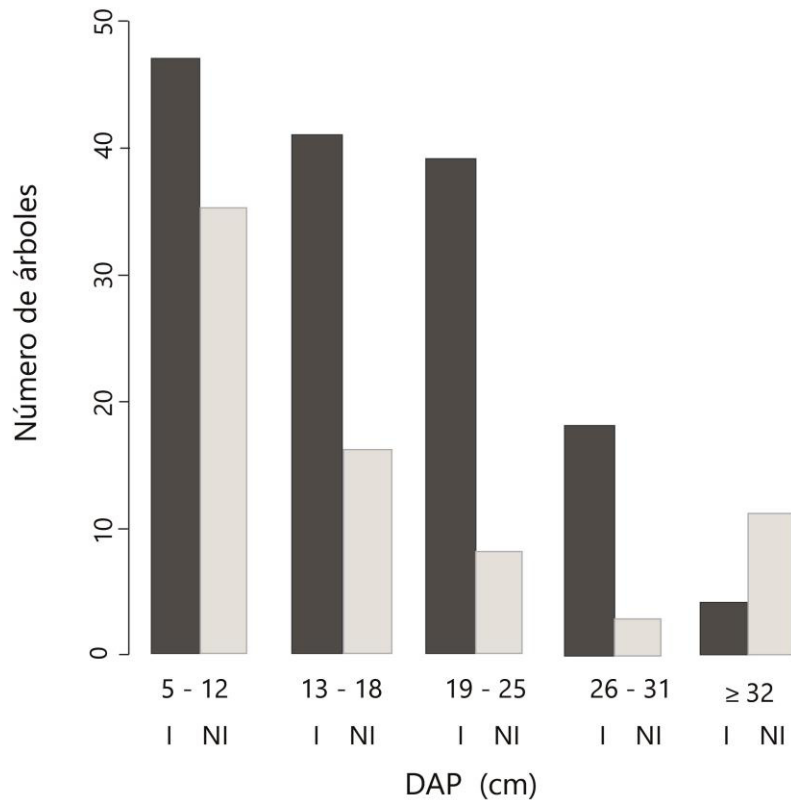


Figura 10. Distribución de clases diamétricas San Antonio

El análisis de frecuencias de altura para el género *Pinus*, muestra diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 29.46$, $p < 0,05$), observando una tendencia asimétrica a la izquierda para ambos (Figura 5). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de altura de 7 a 9 m (26.17%) y de 10 a 13 m (56.38%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de altura de 2 a 6 m (42.47%) y 10 a 13 m (27.40%) (Cuadro 16).

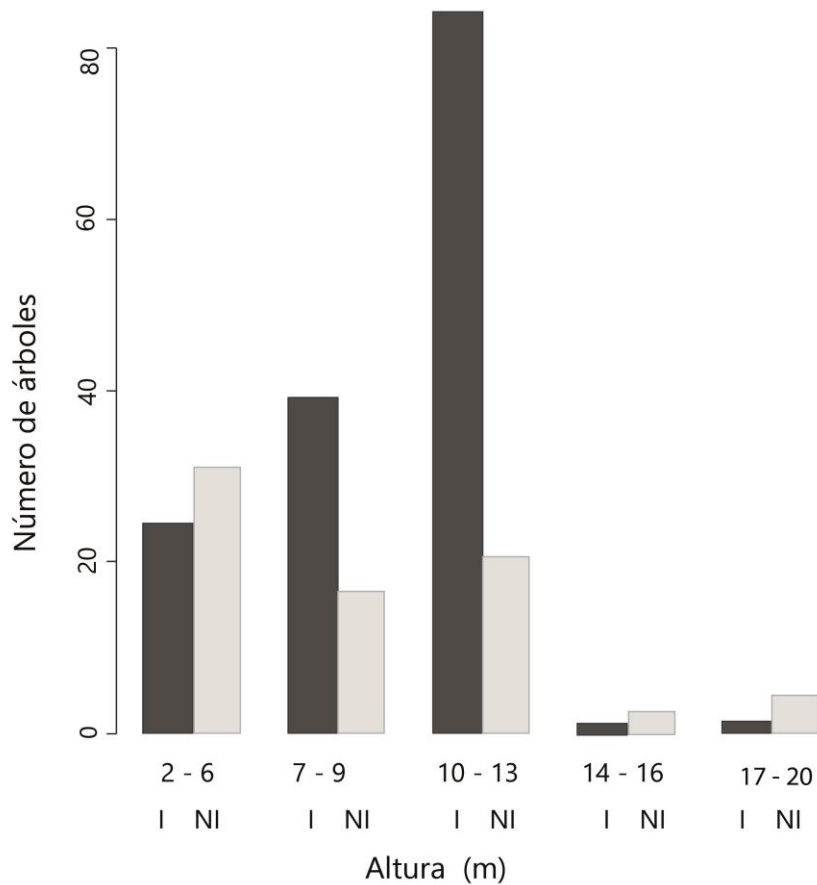


Figura 11. Distribución de clases de altura San Antonio

Tabla 16. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de altura. San Antonio

Clases altura (m)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
2-6	16.11	42.47
7-9	26.17	21.92
10-13	56.38	27.4
14-16	0.67	2.74
17-20	0.67	5.48

La estructura de edades presentó diferencias entre los sitios infestados y no infestados ($\text{Chi}^2 = 29.04, p < 0,05$). En los sitios infestados se observa una tendencia asimétrica desplazada hacia la izquierda, mientras que los sitios no infestados

presentan una distribución normal (Figura 12). Los sitios infestados concentran más del 50% de los individuos en las clases de edad de 18 a 34 años (52.24%) y de 35 a 50 años (32.84%), mientras que los sitios no infestados concentran la mayor cantidad de individuos en las clases de edad de 35 a 50 años (32.47%) y 51 a 67 años (34.94%) (Cuadro 17).

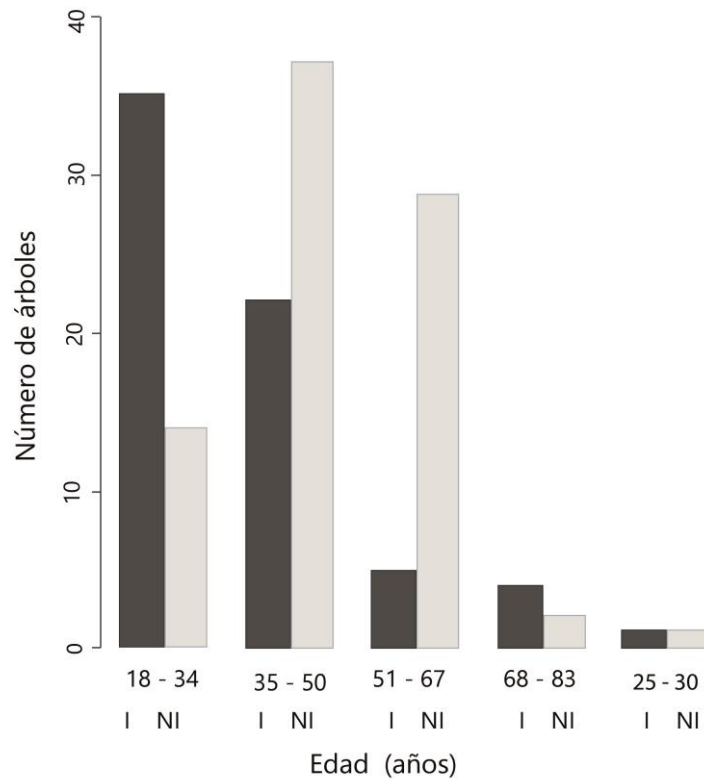


Figura 12. Distribución de clases de edad San Antonio

Cuadro 17. Porcentaje de individuos infestados y no infestados según clase de edad. San Antonio.

Clases de edad (años)	% Árboles infestados	% Árboles No infestados
18-34	52.24	16.87
35-50	32.84	44.58
51-67	7.46	34.94
68-83	5.97	2.41
84-100	1.49	1.2

DISCUSIÓN

Todas las localidades presentaron una asociación de Pino–Encino, característica del área (Alanís-Flores y Velazco-Macías., 2013), la cual se vio reflejada con más de un 50% de dominancia de estos dos géneros.

Pinus pseudostrous y *Pinus teocote* fueron dominantes en las localidades de Hondable, Manzano y Trinidad. Estas especies poseen un amplia distribución altitudinal que va desde los 800 a los 2800 msnm (Rzedowski, 1978), y han sido reportadas como las más frecuentes en el área, formando complejos de bajas y altas densidades (Alanís-Flores y Velazco-Macías., 2013). Por otra parte en la localidad de San Antonio, al ser *Pinus cembroides* la especie dominante, se puede inferir que su composición florística corresponde a bosque de pino piñonero, el cual representa un área de transición entre los bosques de pino-encino que se encuentran en las zonas más altas y la vegetación xerófila del altiplano mexicano (Alanís-Flores *et al.*, 2013).

En cuanto a la distribución por clases diamétricas, los sitios infestados fueron diferentes a los sitios no infestados, caracterizándose los primeros por mostrar una tendencia de J invertida, lo que concuerda con resultados de Negrón (2004), mientras las distribuciones de los sitios no infestados fueron más heterogéneas.

Esta distribución de J invertida presente en los sitios infestados, puede propiciar que los árboles de menor diámetro sean atacados, debido a que deben soportar una mayor competencia por recursos como consecuencia de una alta densidad (Negrón *et al.*, 2004). Aunque en el presente estudio no se pudo establecer el diámetro del primer árbol atacado, algunos estudios han sugerido que los descortezadores de pino pueden no atacar preferentemente los árboles más grandes del rodal (Olsen *et al.*, 1996).

Los sitios infestados de todas las localidades tuvieron el mayor número de individuos en las dos primeras clases diamétricas; razón por la cual es probable que la competencia de los árboles, en términos de humedad del suelo y microclima del rodal, fomente una mayor probabilidad de ataque de insectos descortezadores (Sartwell, 1971; Fettig *et al.*, 2007; Gadow *et al.*, 2007).

Por otra parte, las distribuciones diamétricas de los sitios no infestados se caracterizaron - en el caso de Hondable, Manzano y Trinidad - por concentrar el mayor número de individuos en clases diamétricas intermedias o superiores, lo que puede relacionarse con un mayor vigor de los árboles, producto de un estrato dominante con mayor entrada de luz (Keplac, 1983), en el que los árboles pueden compartir diferencias micro-ambientales en una relación proporcional a sus dimensiones (Olvera-Vargas y Figueroa-Rangel, 2012), lo cual disminuye la susceptibilidad al ataque de insectos descortezadores.

Por lo anterior, es necesario considerar que aunque la estructura de J invertida es característica de las masas irregulares de los bosques templados del estado de Nuevo León (Návar-Cháidez, 2010), su relación con la susceptibilidad que presentaron los sitios infestados, puede sustentarse a partir de la ausencia de intervenciones silviculturales dirigidas a garantizar su estabilidad y sostenibilidad (Cancino, 2006), debido a la prohibición de cualquier tipo de manejo silvicultural, que para los Parques Nacionales establecida en la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (2015).

De manera contrastante, las distribuciones que caracterizaron a los sitios no infestados podrían tener relación con un manejo previo de densidades producto de aprovechamientos forestales comerciales, realizados en las localidades del Hondable y Trinidad, antes de la entrada en vigor del Decreto de re-delimitación del PNCM. Estas localidades lograron extraer un promedio de 2.10 m^3 rta al año (Aguirre-Calderón *et al.*, 2013), lo cual pudo haber influido en un aumento en el vigor de los árboles a través de la modificación de la estructura diamétrica. Para el caso de Manzano y San Antonio, no existen evidencias de extracción o de disturbios que puedan explicar las distribuciones diamétricas de sus sitios no infestados.

En cuanto a las clases de altura, los sitios infestados y no infestados concentraron más de la mitad de los árboles en clases de altura que tienen relación directa con las clases diamétricas que concentran más de la mitad de los árboles, lo cual se explica por la correlación que existe entre estas dos variables. Aunque la altura total del

árbol está relacionada con factores genéticos, su incremento puede indicar la calidad del sitio y de forma indirecta la densidad del rodal (Klepac, 1983).

Finalmente, los sitios infestados por *D. mexicanus* concentraron el mayor número de individuos en las clases de edad menores, mientras que los sitios no infestados mostraron una tendencia a concentrar el mayor número de individuos en las clases de edad más altas, contrario a estudios que han indicado la preferencia de ataque de *Dendroctonus ponderosa* en árboles de mayor edad, (Nelson *et al.*, 2007).

Es posible que la relación que se mantuvo entre clases diamétricas, clases de altura y de edad en sitios infestados y no infestados del PNCM sea lo que define a las características de susceptibilidad de los sitios infestados ya que como lo sugieren Negrón *et al.* (2004) estas características están vinculadas a la densidad de su estructura diamétrica. Con lo cual, el potencial hídrico, la tasa fotosintética, la producción de resina, el espesor del floema y la dureza foliar disminuyen con lo que se produciría un aumento en el estrés de los árboles y una disminución de la resistencia al ataque de insectos (Kolb *et al.*, 1998).

Por el contrario, la estructura menos densa de los sitios no infestados, puede contribuir a disminuir las probabilidades de ataque de insectos descortezadores (Amman & Logan, 1998), pues una menor densidad puede incrementar el vigor de los árboles (Kolb *et al.*, 1998).

CONCLUSIONES

1. Diferencias entre las distribuciones diamétricas, de altura y edad de sitios infestados y no infestados.
2. Los sitios infestados presentaron una distribución de J invertida, mientras que en los sitios no infestados las distribuciones diamétricas fueron más heterogéneas, pero con clases diamétricas superiores que concentran mayores individuos, a excepción de San Antonio.
3. Los sitios infestados concentraron la mayor cantidad de individuos en las clases de 5 a 25 cm.
4. Los sitios no infestados no mostraron una tendencia en la concentración de individuos en alguna clase diamétrica.
5. Los sitios infestados concentraron la mayor cantidad de individuos en categorías de altura menores a los 18 metros, mientras que en los sitios no infestados la tendencia fue menos homogénea.
6. Los sitios infestados concentraron más de la mitad de los individuos en clases de edad menores que los sitios no infestados.

LITERATURA CITADA

- Alanís-Flores, G. y C. Velazco-Macías. 2013. Tipos de Vegetación, en: Cantú-Ayala *et al.* (eds.), Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. México. Pp. 117-126.
- Aguirre-Calderón, O., J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez e I. Yerena-Yamallel. 2013. Manejo Forestal, en: Cantú-Ayala *et al.* (eds.), Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. México. Pp. 275-286.
- Allee, W.A. 1931. Animal Aggregations: A Study in General Sociology. University of Chicago press, Chicago. 431 pp. Copyright by the University of Chicago.
- Amman G. D., J. A. Logan. 1998. Silvicultural Control of Mountain Pine Beetle: Prescriptions and the Influence of Microclimate. American Entomologist Jul 1998, 44 (3) 166-178; doi: 10.1093/ae/44.3.166
- Berryman, A. A. 1982. Mountain Pine Beetle Outbreaks in Rocky Mountain Lodgepole Pine Forests. Journal of Forestry, Volume 80, Number 7, 1 July, pp. 410-419(10).
- Cancino, J. 2006. Dendrometría básica. Fac. de Ciencias Forestales. Dpto. Manejo de bosques y medio ambiente – Universidad de Concepción. Pp 30-39, 140-146.
- Carroll, A. L., S. Taylor, J. Règniere, and L. Safranyik. 2003. Effect of Climate Change on Range Expansion by the Mountain Pine Beetle in British Columbia. The Bark Beetles, Fuels, and Fire Bibliography. Paper 195.
- Chao, L., H. Barclay, B. Hawkes, and S. Taylor. 2005. Lodgepole Pine Forest Age Class Dynamics and Susceptibility to Mountain Pine Beetle Attack. Ecological Complexity 2(3):232–39. doi:10.1016/j.ecocom.2005.03.001.

CONANP (En Prensa). Programa de Manejo del Parque Nacional Cumbres de Monterrey Pp. 14.

Coulson, R. N., B. A. Mc Fadden, P. E. Pulley, C. N. Lovelady, J. W. Fitzgerald, and S. B. Jack. 1999. Heterogeneity of Forest Landscapes and the Distribution and Abundance of the Southern Pine Beetle. *Forest Ecology and Management* 114 (2-3): 471–85. doi:10.1016/S0378-1127(98)00376-4.

Curtis, J. T. and R. P. McIntosh. 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* Vol. 32, No. 3 pp. 476-496

Feeney, S., T. Kolb, W. Covington, M. Wagner. 1998. Influence of Thinning and Burning Restoration Treatments on Pre Settlement Ponderosa Pines at the Gus Pearson Natural Area. *Canadian Journal of Forest Research*. 28:1295-1306, doi: 10.1139/x98-103

Fettig, C. J., K. Klepzig, R. Billings, A. Munson, T. Nebeker, J. Negrón and J. Nowak. 2007. The Effectiveness of Vegetation Management Practices for Prevention and Control of Bark Beetle Infestations in Coniferous Forests of the Western and Southern United States. *Forest Ecology and Management* 238 (1-3): 24–53. doi:10.1016/j.foreco.2006.10.011.

Gadow, K., O. Sánchez, and J. Álvarez, 2007: *Estructura y Crecimiento del Bosque*. University of Santiago de Compostela: 282 p. ISBN 978-84-690-7535-7.

Jones, C. G., J. H. Lawton, and M. Shachak. 1997. Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. *Ecology* 78:1946–1957. dx.doi.org/10.1890/0012-658

Klepac, D. 1983. *Crecimiento e Incremento de Masas Forestales*; Universidad Autónoma Chapingo. Segunda edición, Chapingo, México, 365 Pp.

Kolb, T. E., K. Holmberg, M. Wagner and J. E. Stone. 1998. Regulation of Ponderosa Pine Foliar Physiology and Insect Resistance Mechanisms by Basal Area Treatments. *Tree Physiol* 18 (6): 375-381 doi:10.1093/treephys/18.6.375.

LGEEPA (2015) Leyes Federales de México en H. Congreso de la Unión, LXI Legislatura. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148_090115.pdf consultada junio de 2015.

Návar-Cháidez, J. 2010. Los Bosques Templados del Estado de Nuevo Leon: El Manejo Sustentable para Bienes y Servicios Ambientales. *Madera y Bosques*, 16 (1), pp. 51–69

Negrón, J., and J. Popp. 2004. Probability of Ponderosa Pine Infestation by Mountain Pine Beetle in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 191 (1-3): 17–27. doi:10.1016/j.foreco.2003.10.026.

Nelson, T., B. Boots, M. Wulder y A. Carroll. 2007. Environmental Characteristics of Mountain Pine Beetle Infestation Hot Spots. *Journal of Ecosystems and Management*, 8(1). Retrieved from: <http://jem.forrex.org/index.php/jem/article/view/367>

Nolet, P., F. Doyon, D. Bouffard. 2012. Predicting Stem Windthrow Probability in a Northern Hardwood Forest Using a Wind Intensity Bio-indicator Approach. Institut des Sciences de la Forêt tempérée, Ripon, Canada. *Open Journal of Forestry* 01/2012; 2(2):77-87. DOI: 10.4236/ojf.2012.22011

Olsen, W. K., J.M. Schmid, S. A. Mata. 1996. Stand Characteristics Associated with Mountain Pine Beetle Infestations in Ponderosa Pine. *Forest Science*, Volume 42, Number 3, pp. 310-327(18).

Olvera-Vargas M. and B. Figueroa-Rangel. 2012. Caracterización Estructural de Bosques Montanos Dominados por Encino en el Centro-Occidente de México. *Revista Ecosistemas*, 21(1-2). doi:10.7818/re.2014.21-1-2.00

Rzedowski, J. 1978. *La Vegetación de México*. Ed. Limusa, México. Pp. 432.

- Safranyik, L., D.M. Shrimpton, H.S. Whitney. 1975. An Interpretation of the Interaction Between Lodgepole Pine, the Mountain Pine Beetle and Its Associated Blue Stain Fungi in Western Canada. D.M. Baumgartner (Ed.), Proceedings of the Symposium on Management of Lodgepole Pine Ecosystems, Washington State University. pp. 406–428.
- Sartwell, C., 1971. Thinning Ponderosa Pine to Prevent Outbreaks of Mountain Pine Beetle, pp. 41–52. In: Baumgartner, D.M. (Ed.) Proceedingg of the Precommercial Thinning of Coastal and Intermountain Forests in the Pacific Northwest. 3–4 Feb. 1971. Pullman, WA. Coop. Ext. Serv., Dep. For. Range Manage., Washington State University, Pullman, WA, 109 pp.
- Uzoh, F., and S. R. Mori. 2012. Applying Survival Analysis to Managed Even-Aged Stands of Ponderosa Pine for Assessment of Tree Mortality in the Western United States. *Forest Ecology and Management* 285 (December): 101–22. doi:10.1016/j.foreco.2012.08.006.
- Van Mantgem, P. J., N. L Stephenson, L. S Mutch, V. G Johnson, A. Esperanza, D. Parsons. 2003. Growth Rate Predicts Mortality of *Abies concolor* in Both Burned and Unburned Stands. *Canadian Journal of Forest Research*. 33:1029-1038, 10.1139/x03-019.
- Zeide, B., 2004. Stand Density and Canopy Gaps Proceedings of the 12th Biennial Southern Silvicultural Research Conference. Gen. Tech. Rep. SRS–71. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC. 594 p.

CAPÍTULO III

Modelos de predicción de susceptibilidad de *Pinus* spp. al ataque de *Dendroctonus mexicanus* en cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Diana Carolina Pinzón-Moncada¹, Gerardo Cuéllar-Rodríguez¹, Enrique Jurado-Ybarra¹, Marco Aurelio González-Tagle¹, José Negrón²

1 Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Carr.Nac. Km. 145, Apartado Postal 41, C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México.

2. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station 240 W. Prospect, Fort Collins, CO 80526, U.S.A.

Correo e:gmelina.79@gmail.com (autor para correspondencia).

Resumen

Los bosques templados del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), han experimentado una alta incidencia de brotes epidémicos de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins en el periodo de 2007 a 2012. Estudios en Norteamérica, sugieren que los descortezadores del género *Dendroctonus* poseen preferencias de ataque relacionadas con las características dasométricas de los árboles hospederos. En este trabajo se evaluó la susceptibilidad de las especies del género *Pinus*, a ser atacadas por *D. mexicanus*, en cuatro localidades del PNCM. Se establecieron 10 parcelas de 1000 m², en sitios infestados y no infestados. Para comparar las preferencias de ataque del insecto con relación a las variables dasométricas de los árboles se midieron: el diámetro a la altura del pecho, la altura total del árbol, la edad, el incremento en diámetro de los últimos 10 años y el diámetro de copa, de todos los árboles del género *Pinus*, con un diámetro ≥ 5 cm. Mediante pruebas de Kruskal Wallis y Wilcoxon se determinaron las diferencias y similitudes de cada variable. Con el uso de modelos de regresión logística se determinó la probabilidad de que un árbol sea atacado. En todas las localidades, el diámetro de los árboles de sitios infestados fue mayor al de los sitios no infestados.

. Los modelos de regresión determinaron que existe una mayor probabilidad de ataque entre mayor sea el diámetro. En tres localidades existe mayor probabilidad de ataque si la altura es mayor, pero esta tendencia es contraria en uno de los sitios. Los modelos de probabilidad de ataque, dependientes de la edad, mostraron que para tres localidades la probabilidad de ataque aumenta con la edad del árbol. .. Los resultados de los modelos predictivos pueden ayudar en la determinación de medidas de manejo para disminuir la susceptibilidad de los bosques del área, a ataques de *D. mexicanus*.

Palabras clave: Descortezador de pino, *Dendroctonus*, México, susceptibilidad, defensas de hospedero, preferencias del insecto.

Susceptibility prediction models for *Pinus* spp. attack by *Dendroctonus mexicanus* at four locations within the Cumbres de Monterrey National Park

Abstract

The temperate forests of Cumbres de Monterrey National Park (NMCP), have experienced a high incidence of outbreaks of *Dendroctonus mexicanus* Hopkins from 2007 to 2012. Studies in North America, suggest that pine bark beetles of the genus *Dendroctonus*, have attack preferences that depend on the dasometric characteristics of host trees. In this paper, we evaluate the susceptibility of the genus *Pinus*, to be attacked by *D. mexicanus* in four localities of the NMCP. Ten plots of 1000 m² were established in infested and non-infested sites to compare the insect attack preferences as related to the dasometric tree variables. For all trees with a diameter greater than 5 cm at the diameter at breast height (DBH), total tree height, crown diameter, growth rings and age of the trees of the genus *Pinus* spp were measured. Using the Kruskal Wallis and Wilcoxon test, the differences and similarities of each variable according to location were determined. Using logistic regression models, the probability that a tree is attacked was determined. In all localities the DBH of trees in infested sites was higher than in uninfested sites. Logistic regression models determined that in all localities there exists a higher probability of tree attack with higher DBH. In three locations exist s more probability of attack for higher tree heights, but this trend is the reverse in one site. Finally, probability models of attack, based on age, showed that for three locations, the probability of attack increases with an increasing tree age. The results of the predictive models can help in determining management practices that reduce the susceptibility of the area's forests to *D. mexicanus* attacks.

KEY WORDS: Bark beetle, *Dendroctonus*, México, susceptibility, hosts defenses. insect preferences.

INTRODUCCIÓN

Los insectos descortezadores habitan de forma natural en los ecosistemas templados de montaña; y han jugado un papel importante en la distribución y dinámica de los bosques de coníferas, dado que su función ecológica, está relacionada con el aclareo natural y selectivo en los bosques (Hansen, 2014).

La dinámica poblacional de los escarabajos descortezadores puede ser afectada por diversas variables asociadas al cambio climático, a la estructura de los rodales o bien al vigor de los árboles (Bone, 2013). Cuando las poblaciones de estos insectos alcanzan un estado epidémico pueden causar mortalidad generalizada de árboles, afectando la producción de madera, el hábitat para la vida silvestre, la dinámica de los incendios forestales, la composición y la estructura de los bosques, así como los ciclos biogeoquímicos y los procesos biogeofísicos (Arjan, *et al.* 2012).

Algunos modelos teóricos sobre la dinámica poblacional de escarabajos descortezadores de pino indican que con niveles de población endémicos los insectos descortezadores infestan árboles estresados o no vigorosos; mientras que en niveles de epidemia los insectos descortezadores suprimen los mecanismos de resistencia de los árboles vigorosos (Christiansen, *et al.* 1987).

En los últimos años, la mortalidad de los árboles a causa de la expansión de brotes de insectos descortezadores se ha incrementado significativamente, alcanzando, solo en los Estados Unidos, la pérdida de 41.7 millones de hectáreas de bosques de coníferas (USFS, 2014). En México, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales establece que los brotes de descortezador se han incrementado, aun cuando no existe una cifra oficial de las infestaciones en los últimos 5 años.

Salinas-Moreno *et al.* (2010), señalan que las áreas de mayor presión por insectos descortezadores coinciden al menos con 22 de las Regiones Prioritarias del país, algunas de las cuales han sido designadas como Áreas Naturales Protegidas, dentro de las cuales se encuentra el Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

A pesar del amplio conocimiento de la ecología de las especies de descortezadores con distribución en México, existe un alto grado de incertidumbre que permita relacionar las características estructurales del árbol con la susceptibilidad al ataque de los mismos, dado que de la adecuada localización del descortezador, al árbol hospedero dependerá el éxito reproductivo del insecto (Shore y Safranyik, 1992) o el éxito de resistencia del árbol al ataque (Kolb *et al.*1998).

La hipótesis de esta investigación es que *D. mexicanus*, ataca preferentemente árboles de mayor diámetro, altura, edad y menor diámetro de copa, de las especies del género *Pinus* en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

El presente estudio analiza variables dasométricas de los individuos de pino, como un instrumento para determinar la susceptibilidad de los árboles al ataque por *Dendroctonus mexicanus*, en cuatro localidades del PNCM, entendiendo como susceptibilidad la posibilidad de que un árbol presente las características adecuadas para soportar o no poblaciones de escarabajos (Shore y Safranyik, 1992).

MÉTODO

Ubicación

El PNCM tiene una extensión de 177,395.95 hectáreas y se encuentra localizado en la zona oeste-centro del estado de Nuevo León, dentro de la provincia fisiográfica de la SMO. Predominan las formas montañosas, con algunas zonas planas, caracterizada por ser una cadena montañosa de origen estructural, formada por una serie de plegamientos alargados orientados en sentido Noreste-Sursureste en su mayoría (CONANP, en prensa).

El PNCM presenta condiciones muy variables de topografía, pendientes y orientación de laderas, las cuales tienen efectos importantes en la distribución de la vegetación (CONANP, En Prensa).

Las localidades del estudio se encuentran en el PNCM en el estado de Nuevo León en las siguientes coordenadas *Datum*: UTM 14N WGS 84 (Cuadro 1)

Cuadro 1. Coordenadas medias localidades de estudio. Datum: UTM 14N WGS 84

Municipio	Localidad	X	Y
Santiago	Hondable	377520	2795528
	Manzano	350023	2814287
Montemorelos	Trinidad	385418	2786294
Santa Catarina	San Antonio	346135	2819190

Clima

Los tipos de clima presentes en el área de estudio son: (Cw1) Templado con lluvias en verano y (A Cw) Semicálido subhúmedo con lluvias en verano. La precipitación media anual y las temperaturas máximas y mínimas se presentan en la Cuadro 2.

Cuadro 2. Precipitación y temperatura de las localidades de estudio:

Municipio	Localidad	Precipitación media anual (mm)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura mínima (°C)	Temperatura media anual (°C)
Santiago	Hondable	1028	41.2	-1.2	21
	Manzano				
Montemorelos	Trinidad	863.5	42.5	-1.1	22.5
Santa Catarina	San Antonio	393.7	40.1	-0.7	20.5

Tomado de CONAGUA, 2015

Vegetación

En el PNCM, el estrato arbóreo compuesto principalmente por bosques templados de pino encino, se distribuyen de forma general en regiones con clima semifríos, templados y semiáridos, con variantes de humedad y en condiciones distintas de suelos (Alanís-Flores, *et al.*, 2013). Las localidades se encuentran ubicadas en tres municipios al interior del ANP, en áreas con zonificación vegetal de asociación de bosque de montaña de *Quercus-Pinus*, las cuales presentan un amplia distribución que a lo largo de la SMO puede ir de los 800 a los 3000 msnm (Rzedowski, 1978) y pueden ser de características variadas, formando un complejo que incluye aquellas de tamaño más o menos pequeño (6-8 m de longitud), abiertas, de baja densidad, hasta aquellas comunidades de las zonas altas que forman asociaciones más altas y densas. (Alanís-Flores, *et al.*, 2013).

Colecta de datos

Se definieron las dos condiciones de estudio como: sitios infestados y sitios no infestados. Ambas condiciones estuvieron representadas por 10 parcelas de 1000m² en cada localidad. En los sitios infestados el 100% de los individuos del género *Pinus* tuvieron evidencia del ataque de *Dendroctonus mexicanus*. Las parcelas de los sitios no infestados estuvieron localizadas en áreas sin evidencia de insectos descortezadores a una distancia mínima de 500 m de los sitios infestados. Esta metodología dio como resultado sitios que no se entremezclan, lo que supone cierta independencia de las variables consideradas para la definición de la susceptibilidad. El muestreo incluyó todas las especies de árboles con diámetro a la altura del pecho

(DAP) >5cm, de las cuales se obtuvo composición florística, DAP, diámetro de copa y altura total, para posteriormente calcular área basal, abundancia absoluta y relativa (Nº ind/ha), dominancia absoluta y relativa (área basal/ha), frecuencia e índice de valor de importancia, por género y sitio.

Para cada sitio se calculó el valor medio de las variables de interés (DAP, área basal, diámetro de copa y altura) en cada localidad.

Para las clases de edad se tomó una muestra representativa de 5 árboles de *Pinus* spp. por parcela y mediante el uso del Taladro de Pressler se obtuvo una muestra de anillos de crecimiento, misma que fue etiquetada y llevada a laboratorio para su posterior análisis.

Análisis de datos

Dado que se consideraron 4 localidades de estudio, se realizó un análisis discriminante para establecer si dichas localidades podían considerarse similares en términos de estructura y composición, para lo cual se generaron estadísticas descriptivas. En el análisis del género *Pinus*, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para determinar la normalidad de los datos, y debido a que las variables no se distribuyen normalmente, se aplicaron pruebas de Kapiro-Wills y Wilcoxon para determinar diferencias entre las medias de las variables estructurales de los rodales, entre las localidades.

Se realizó el cálculo de valor medio y desviación estándar para cada variable de estudio en cada sitio. Posteriormente se aplicó la prueba de Wilcoxon para determinar diferencias entre sitios.

Se obtuvieron modelos de predicción de susceptibilidad a partir de la aplicación de regresiones logísticas de tipo binomial.

Las variables dasométricas de DAP, diámetro de copa, altura y edad, fueron utilizadas para ajustar los modelos de regresión logística que permiten estimar la probabilidad de ataque de descortezadores de pino a las especies de estudio. Fue establecida la correlación de las variables, para posteriormente ser aplicados siete diferentes modelos, buscando los que mejor respondieran como variable predictiva, a la susceptibilidad de ataque.

La precisión del modelo fue evaluada en términos sensibilidad (la tasa de verdaderos positivos) y especificidad (tasa de verdaderos negativos). El área bajo la curva (AUC) considera la entre sensibilidad y especificidad, tomando este valor como el índice de precisión global del modelo.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software libre R Project, para análisis estadístico y gráfico.

RESULTADOS

La composición florística fue similar en las cuatro localidades evaluadas ($\text{Chi}^2 = 1.25$, $p \geq 0.05$). Los géneros *Pinus* y *Quercus* aportaron más del 50% del peso ecológico de la estructura del bosque.

Las localidades de Hondable, Manzano y Trinidad estuvieron dominadas por *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*; mientras que en San Antonio se encontró una mezcla de *Pinus cembroides*, *Pinus greggii* y *Pinus teocote*.

Los datos dasométricos no mostraron una distribución normal; por lo que fueron analizados mediante pruebas no paramétricas. El análisis de varianza (Kruskal-Wallis) muestra diferencias en los parámetros (diámetro de fuste, área basal, diámetro de copa, altura, edad e incremento) entre las cuatro localidades (Cuadro 3).

Cuadro 3. Análisis de varianza para los parámetros dasométricos de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Variable	Prueba de Normalidad Shapiro Wilk	Análisis de Varianza Kruskal-Wallis
DAP	D=0.9335; w<0.05	$\text{Chi}^2 = 78.55$; p<0.05
Área basal	D=0.7068; w<0.05	$\text{Chi}^2 = 81.24$; p<0.05
Diámetro de copa	D=0.2619; w<0.05	$\text{Chi}^2 = 25.0003$; p<0.05
Altura	D=0.9885; w<0.05	$\text{Chi}^2 = 129.61$; p<0.05
Edad	D=0.9705; w<0.05	$\text{Chi}^2 = 129.27$; p<0.05
Incremento	D=0.8855; w<0.05	$\text{Chi}^2 = 123.21$; p<0.05

En términos generales, las localidades Manzano y Trinidad presentaron Diámetro a la Altura de Pecho (DAP) ($W=21068$; $P \geq 0.05$), y diámetro de copa (DC) ($W=18016.5$ $P \geq 0.05$) similares. Sin embargo, los árboles de Manzano ($h=14.67 \pm 5.76$) fueron más altos que los de Trinidad ($h=13.35 \pm 4.81$) ($W=49546$; $P \leq 0.05$); y éstos (los de Trinidad) tuvieron la misma altura que los árboles de Hondable ($h=13.4 \pm 6.17$) ($W=42799 \geq 0.05$).

El DC fue igual en Manzano (DC=4.1±2.11), Trinidad (DC=5.1±10.12) y San Antonio (DC=4.0±2.01). Los valores medios para cada una de las variables y sus desviaciones estándar se presentan en la Tabla 4. La comparación de las variables dasométricas se presenta en el Cuadro 5.

Cuadro 4. Valor medio de variables consideradas en el estudio para el género *Pinus* en cada localidad.

Localidad	DAP (m)	Diámetro de copa (m)	Altura (m)	Edad (años)	Incremento (mm)
Hondable	0.21±0.12	3.7±2.75	13.4±6.17	56.25±16.05	17.23±7.65
Manzano	0.28±0.16	4.1±2.11	14.67±5.76	54.04±15.57	18.38±8.80
Trinidad	0.25±0.12	5.1±10.12	13.35±4.81	37.88±15.19	28.49±13.28
San Antonio	0.17±0.10	4.0±2.01	9.11±3.54	41.47±14.80	14.32±6.83

Cuadro 5. Comparación de las variables dasométricas entre localidades. Prueba de Wilcoxon a pares. Intervalo de confianza 95%

Localidad	Hondable- Manzano	Hondable- Trinidad	Hondable- San Antonio	Manzano- Trinidad	Manzano- San Antonio	Trinidad-San Antonio
DAP	W=16886	W=35103.5	W=41824	W=21068	W=22378	W=43426.5
Diámetro de copa	W=18589.5	W=34143.5	W=29446	W=18016.5	W=15696	W=33480
Altura del árbol	W=19859	W=42799	W=49546	W=22154	W=24318.5	W=47820
Edad	W=9249	W=16636	W=14965	W=15951	W=14017	W=13104
Incremento	W=8055	W=19072	W=12251.5	W=18587	W=12329.5	W=21248.5

Valores de probabilidad = Gris oscuro < 0.05, Gris claro > 0.05, Blanco = 0.05

COMPARACIÓN DE SITIOS INFESTADOS Y NO INFESTADOS

Considerando que las localidades presentaron diferencias en sus variables dasométricas se realizó un análisis entre sitios infestados y no infestados para cada una de las localidades, con el fin de tener resultados más precisos.

HONDABLE

El DAP del género *Pinus* fue mayor en sitios infestados (DAP= 0.25 ± 0.11) que en los no infestados (DAP= 0.19 ± 0.12) ($W=15616.5$ $p < 0.05$), el diámetro de copa fue menor en sitios infestados (DC= 3.11 ± 2.32) que en los no infestados (DC= 3.44 ± 2.96) ($W=14577$ $p < 0.05$), la altura fue mayor en sitios infestados (H= 15.28 ± 6.18) que en los no infestados (H= 12.20 ± 5.87) ($W=15064.5$ $p < 0.05$), el incremento de los últimos 10 años fue similar en sitios infestados ($i=17.11 \pm 8.06$) y no infestados ($i=17.39 \pm 7.17$) ($W=2059.5$ $p > 0.05$) y la edad fue mayor en los sitios no infestados (E= 65.43 ± 12.85) que en los sitios infestados (E= 49.05 ± 14.62) ($W=861.5$ $p < 0.05$). En resumen, los sitios infestados de Hondable tuvieron mayor diámetro y altura, pero menor diámetro de copa y edad que los sitios no infestados (Cuadro 6).

Para esta localidad, se obtuvieron cuatro modelos que indican que la probabilidad de ataque aumenta a medida que aumenta el diámetro, la altura o la edad del árbol, mientras que la probabilidad de ataque disminuye a medida que aumenta el diámetro de copa para *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*. La medida de discriminación de los modelos es el área bajo la curva (AUC), con valores superiores a 0.66. (Figura 1)

Cuadro 6. Valor medio de variables consideradas en el estudio. Diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro de copa (DC) y altura (H) de árboles infestados y no infestados por localidad. Muestra total de árboles en sitios compuestos por 10 parcelas de 0.1 hectáreas. Prueba no paramétrica de Wilcoxon aplicada para comparación de medias con nivel de confianza 95%. Las áreas sombreadas indican que no hubo diferencias entre los sitios infestados y los no infestados.

Localidad	Variable	Infestados	No infestados
Hondable	DAP (m)	0.25 ± 0.11	0.19 ± 0.12
	DC (m)	3.11 ± 2.32	3.44 ± 2.96
	H (m)	15.28 ± 6.18	12.20 ± 5.87
	I (mm)	17.11 ± 8.06	17.39 ± 7.17
	E (años)	49.05 ± 14.62	65.43 ± 12.85

Susceptibilidad de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey al ataque de insectos descortezadores (*Dendroctonus mexicanus*)

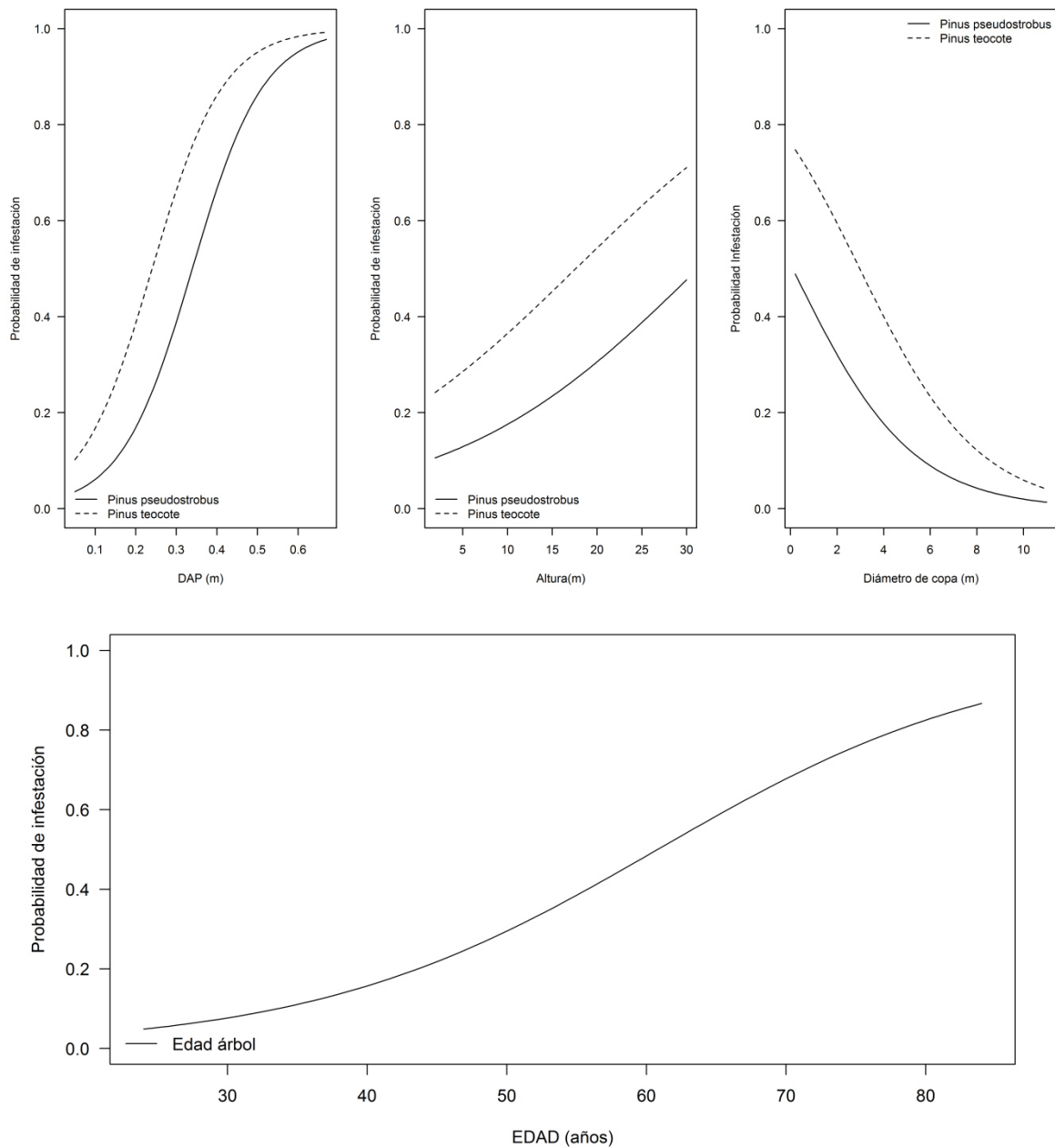


Figura1.Hondable. Modelo de regresión logística para la estimación de probabilidad de ataque de descortezador de pino en *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*, en función de DAP, altura y diámetro de copa.; Modelo=III, Variable=Altura, estimación= -0.07 p<0.05, intercepto, estimación=2.27, p<0.05, AUC=0.66. Modelo=IV, Variable=DAP, estimación= -11.41 p<0.05, Variable=diámetro de copa, estimación=0.39 p<0.05, Intercepto, estimación=2.42, p<0.05, Área bajo la curva (AUC)=0.71, Variable=edad, estimación=0.08 p<0.05, Intercepto, estimación=-4.90, p<0.05, Área bajo la curva (AUC)=0.79.

MANZANO

El DAP del género *Pinus* fue mayor en sitios infestados (DAP= 0.31 ± 0.15) que en los no infestados (DAP= 0.25 ± 0.16) ($W=3194.5$ $p < 0.05$), el diámetro de copa fue similar en sitios infestados (DC= 4.31 ± 2.23) y en los no infestados (DC= 3.91 ± 1.97) ($W=2764$ $p > 0.05$) y la altura fue mayor en sitios infestados ($H=15.71 \pm 5.02$) que en los no infestados ($H=13.60 \pm 6.30$) ($W=3078$ $p < 0.05$), el incremento de los últimos 10 años fue mayor en los sitios infestados ($I=19.22 \pm 9.26$) que en los no infestados ($I=17.82 \pm 8.49$) ($W=2125$ $p < 0.05$) y la edad fue mayor en los sitios no infestados ($E=57.72 \pm 16.20$) que en los sitios infestados ($E=48.49 \pm 12.81$) ($W=1360$ $p < 0.05$). En resumen, los sitios infestados de Manzano tuvieron mayor DAP, altura e incremento que los sitios no infestados, mientras que la edad fue mayor en los sitios no infestados y el diámetro de copa fue similar en las dos condiciones (Cuadro 7)

Los cuatro modelos con mejor ajuste indican que la probabilidad estimada de ataque aumenta a medida que aumenta el diámetro, la altura y la edad, para *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*. La medida de discriminación de los modelos es el área bajo la curva (AUC), con valores superiores a 0.62 (Figura 3).

Cuadro 7. Valor medio de variables consideradas en el estudio. Diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro de copa (DC) y altura (H) de árboles infestados y no infestados por localidad. Muestra total de árboles en sitios compuestos por 10 parcelas de 0.1 hectáreas. Prueba no paramétrica de Wilcoxon aplicada para comparación de medias con nivel de confianza 95%. Las áreas sombreadas indican que no hubo diferencias entre los sitios infestados y los no infestados.

Localidad	Variable	Infestados	No infestados
Manzano	DAP (m)	0.31 ± 0.15	0.25 ± 0.16
	DC (m)	4.31 ± 2.23	3.91 ± 1.97
	H (m)	15.71 ± 5.02	13.60 ± 6.30
	I (mm)	19.22 ± 9.26	17.82 ± 8.49
	E (años)	48.49 ± 12.81	57.72 ± 16.20

Susceptibilidad de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey al ataque de insectos descortezadores (*Dendroctonus mexicanus*)

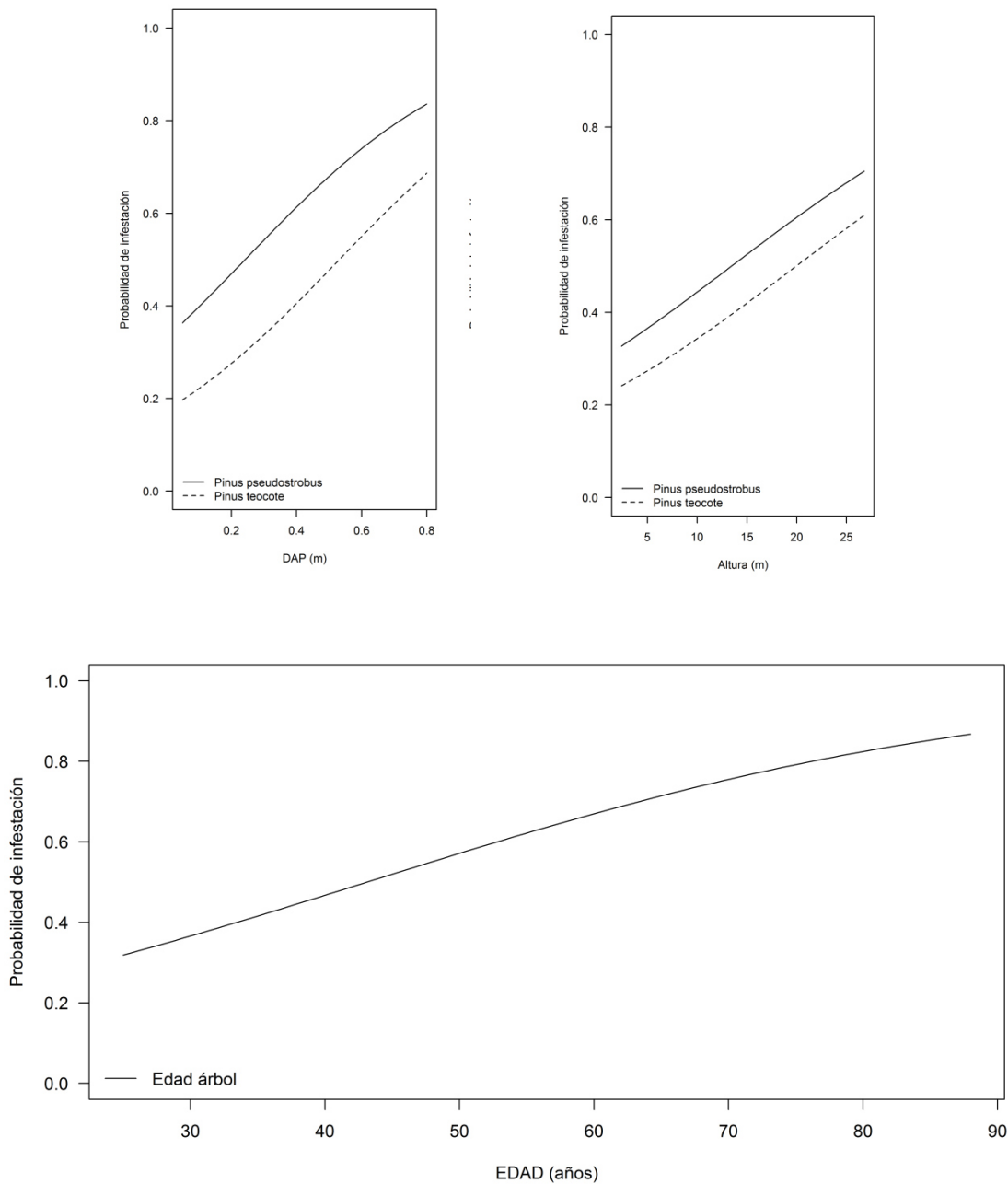


Figura 2. Manzano. Modelo de regresión logística para la estimación de probabilidad de ataque de descortezador de pino en *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*, en función de DAP y altura.; Modelo=V, Variable=DAP, estimación= -2.91 $p < 0.05$, Intercepto, estimación=0.70, $p < 0.05$, Área bajo la curva (AUC)=0.64. Modelo=VI, Variable=área basal, estimación= -4.50 $p < 0.05$, Intercepto, estimación=0.25, $p > 0.05$, AUC=0.63. Modelo=VII, Variable=altura, estimación= -0.06 $p < 0.05$, Intercepto, estimación=0.87, $p > 0.05$, Área bajo la curva (AUC)=0.62, Variable= Edad, estimación= 0.04 $p < 0.05$, Intercepto, estimación= -1.80, $p < 0.05$, Área bajo la curva (AUC)=0.65.

TRINIDAD

El DAP del género *Pinus* fue mayor en sitios infestados (DAP= 0.29±0.12) que en los no infestados (DAP=0.20±0.10) (W=13856.5 p<0.05), el diámetro de copa fue mayor en sitios infestados (DC= 4.64±1.80) que en los no infestados (DC= 3.99±2.41) (W=7248.5 p<0.05), la altura fue similar en sitios infestados (H=13.14±3.80) y en los no infestados (H=13.59±5.78) (W=8752 p>0.05), el incremento de los últimos 10 años fue mayor en los sitios no infestados (I=33.49±12.98) que en los infestados (I=24.24±12.06) (W=1262.5 p<0.05) y la edad fue similar en los sitios no infestados (E=37.03±15.76) que en los sitios infestados (E=38.72±15.07) (W=2548.5 p>0.05) (Cuadro 8).

En resumen, los sitios infestados de Trinidad tuvieron mayor diámetro, y diámetro de copa que los sitios no infestados, mientras que el incremento fue mayor en los sitios no infestados y la altura y edad fueron similares en las dos condiciones.

Los modelos para esta localidad indican que la probabilidad de ataque aumenta a medida que aumenta el diámetro, mientras que se asoció una menor probabilidad de ataque cuando aumenta la altura, para *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*. La medida de discriminación de los modelos es el área bajo la curva (AUC), con valores superiores a 0.73. (Figura 3).

Cuadro 8. Valor medio de variables consideradas en el estudio. Diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro de copa (DC) y altura (H) de árboles infestados y no infestados por localidad. Muestra total de árboles en sitios compuestos por 10 parcelas de 0.1 hectáreas. Prueba no paramétrica de Wilcoxon aplicada para comparación de medias con nivel de confianza 95%. Las áreas sombreadas indican que no hubo diferencias entre los sitios infestados y los no infestados.

Localidad	Variable	Infestados	No infestados
Trinidad	DAP (m)	0.29±0.12	0.20±0.10
	DC(m)	4.64±1.80	3.99±2.41
	H (m)	13.14±3.80	13.59±5.78
	I(mm)	24.24±12.06	33.49±12.98
	E (años)	38.72±15.07	37.03±15.76

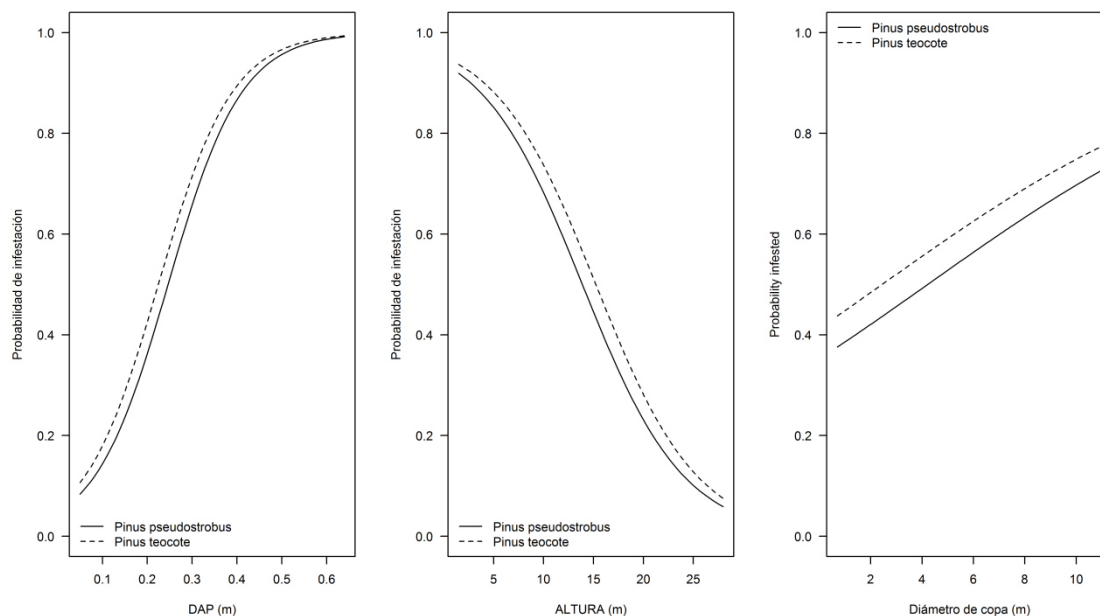


Figura 3. Trinidad. Modelo de regresión logística para la estimación de probabilidad de ataque de descortezador de pino en *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*, en función de DAP, área basal y altura.; Modelo=III, Variable=DAP, estimación= -12.18 $p<0.05$, Variable=altura, estimación=0.19 $p<0.05$ Intercepto, estimación=0.37, $p>0.05$, Área bajo la curva (AUC)=0.79. Modelo=VI, Variable=área basal, estimación= -16.98 $p<0.05$, Intercepto, estimación=1.00, $p<0.05$, Área bajo la curva (AUC)=0.73.

SAN ANTONIO

El DAP del género *Pinus* fue mayor en sitios infestados (DAP= 0.17 ± 0.10) que en los no infestados (DAP= 0.16 ± 0.10) ($W=6368.5$ $p=0.05$), el diámetro de copa fue similar en sitios infestados (DC= 4.04 ± 1.87) y en los no infestados (DC= 4.08 ± 2.27) ($W=5653.5$ $p>0.05$) y la altura fue mayor en sitios infestados (H= 9.60 ± 3.06) que en los no infestados (H= 8.10 ± 4.20) ($W=7276.5$ $p<0.05$), el incremento de los últimos 10 años fue mayor en los sitios no infestados (I= 16.29 ± 7.55) que en los infestados (I= 11.87 ± 4.85) ($W=1844$ $p<0.05$) y la edad fue mayor en los sitios no infestados (E= 44.77 ± 13.48) que en los sitios infestados (E= 37.38 ± 15.43) ($W=1700$ $p>0.05$) (Cuadro 9).

En resumen, los sitios infestados de San Antonio tuvieron mayor diámetro y altura que los sitios no infestados, mientras que los sitios no infestados tuvieron mayor incremento y edad. El diámetro de copa fue similar en las dos condiciones.

En esta localidad los modelos de mejor ajuste muestran que la probabilidad de ataque aumenta a medida que aumenta el diámetro o la altura, mientras que el tercer modelo indica que existe mayor probabilidad de ataque con un menor diámetro de copa, para *Pinus cembroides*, *Pinus greggii* y *Pinus teocote*. La medida de discriminación de los modelos es el área bajo la curva, con valores superiores a 0.71. (Figura 5).

Cuadro 9. Valor medio de variables consideradas en el estudio. Diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro de copa (DC) y altura (H) de árboles infestados y no infestados por localidad. Muestra total de árboles en sitios compuestos por 10 parcelas de 0.1 hectáreas. Prueba no paramétrica de Wilcoxon aplicada para comparación de medias con nivel de confianza 95%. Las áreas sombreadas indican que no hubo diferencias entre los sitios infestados y los no infestados

Localidad	Variable	Infestados	No infestados
San Antonio	DAP (m)	0.17±0.10	0.16±0.10
	DC (m)	4.04±1.87	4.08±2.27
	H (m)	9.60±3.06	8.10±4.20
	I(mm)	11.87±4.85	16.29±7.55
	E (años)	37.38±15.43	44.77±13.48

Susceptibilidad de cuatro localidades del Parque Nacional Cumbres de Monterrey al ataque de insectos descortezadores (*Dendroctonus mexicanus*)

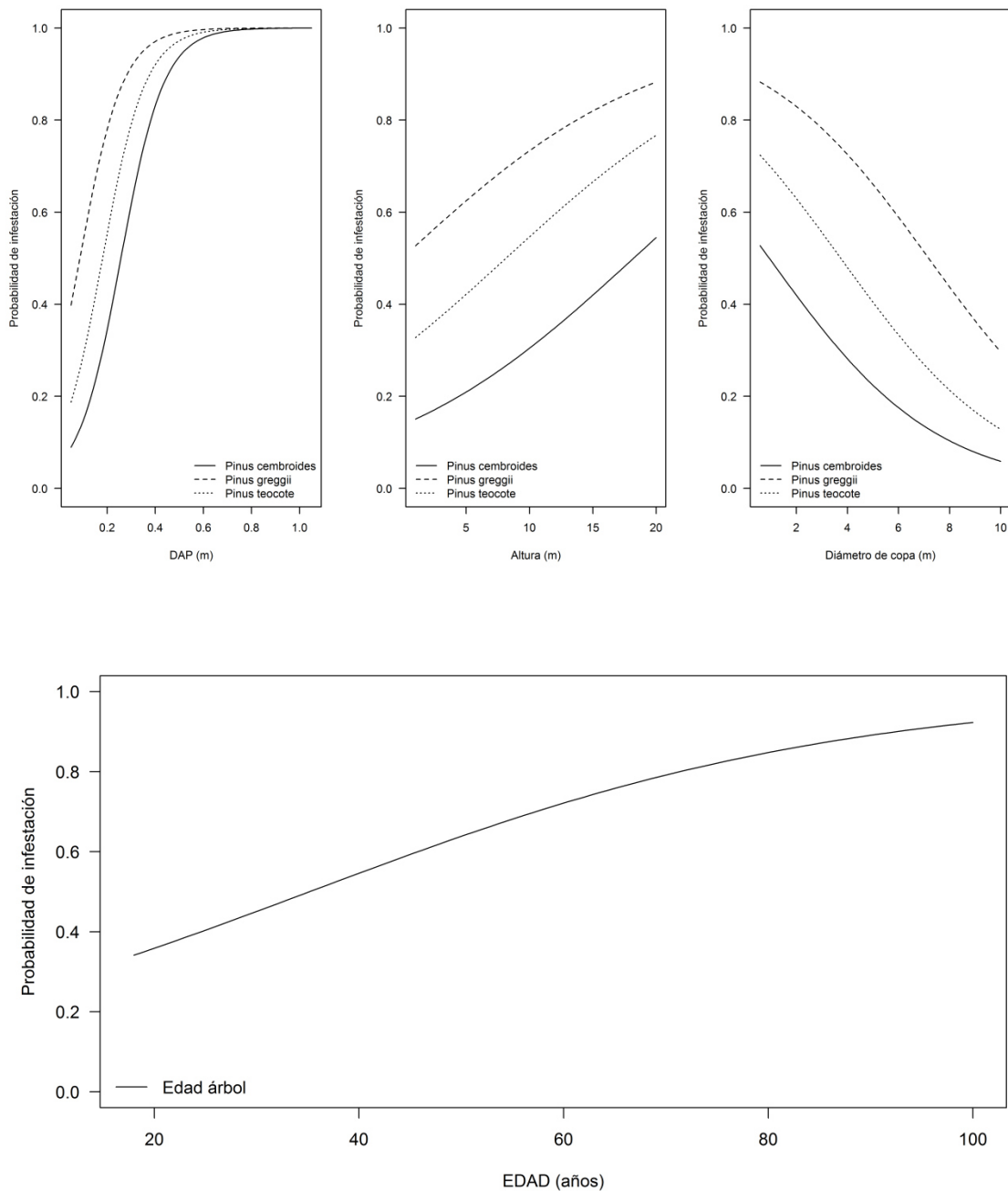


Figura 4. San Antonio. Modelo de regresión logística para la estimación de probabilidad de ataque de descortezador de pino en *Pinus cembroides*, *Pinus greggii* y *Pinus teocote*, en función de DAP, altura y diámetro de copa; Modelo=II, Variable=DAP, estimación= -11.19 $p<0.05$, Variable=diámetro de copa, estimación=0.30 $p<0.05$ Intercepto, estimación=1.24, $p<0.05$, Área bajo la curva (AUC)=0.71. Modelo=VI, Variable=altura, estimación= -0.10 $p<0.05$, Intercepto, estimación=1.83, $p<0.05$, AUC=0.74, Modelo=VII, Variable=Edad, estimación= -0.10 $p<0.05$, Intercepto, estimación=1.83, $p<0.05$, AUC=0.74.

DISCUSIÓN

En la identificación de variables dasométricas relacionadas con la susceptibilidad del género *Pinus* al ataque de insectos descortezadores, se encontró que el DAP es la variable que, de forma más consistente, permite una diferenciación entre sitios infestados y no infestados.

Los insectos prefirieron diámetros mayores, lo cual concuerda con resultados de estudios anteriores en bosques sin manejo en Wyoming y Oregon, para *Dendroctonus ponderosae* Hopkins (Ammán, 1969; Ammán, 1978; Preisler y Mitchell, 1993). Por otro lado, la tendencia positiva del modelo de susceptibilidad de ataque según el diámetro, concuerda con resultados de estudios previos realizados en especies de *Pinus* del oeste de Norteamérica (Furniss *et al.* 1979; Fettig *et al.*, 2007; Raffa *et al.*, 2008).

Esta tendencia se puede explicar mediante el grosor de la corteza en los árboles de diámetros mayores lo que garantizaría una mejor protección contra depredadores naturales, control de temperatura ambiental y regulación de la humedad (Safranyik y Carroll, 2006).

Otra posible explicación a la preferencia por diámetros mayores es la relación positiva entre el diámetro del árbol y la cantidad de floema (Shrimpton y Thomson, 1985), que siendo la principal fuente de nutrientes, influirá en el éxito reproductivo y tasas de sobrevivencia de las larvas hasta convertirse en adultos (Berryman, 1976; Safranyik y Carroll; 2006; Hicke, 2008; Pérez y Dragicevic, 2010).

Sin embargo, es necesario establecer que en el desarrollo de un brote en el tiempo, es posible que los recursos que poseen los árboles de mayor diámetro se agoten, lo cual eventualmente podría influir en la probabilidad de ataque en árboles de menor diámetro y mayor densidad (Pérez y Dragicevic, 2010).

El diámetro de los árboles guarda una estrecha relación con su altura (Hummel *et al.*, 1957), en este estudio se encontró que en tres de las cuatro localidades estudiadas las mayores alturas estuvieron relacionadas con las mayores probabilidades de

infestación. La excepción se presentó en la Trinidad, donde la tendencia de susceptibilidad por altura del árbol fue negativa, tal vez relacionado con la estructura vertical de los sitios, o con una escala epidémica del brote, ante lo cual las características de los árboles en el rodal tendrían poco efecto. (Amman *et al.*, 1988).

Por otra parte el diámetro de copa siendo una variable relacionada con el diámetro y la altura del árbol (Pretzsch *et al.*, 2002), no mostró siempre el mismo comportamiento, ya que en algunos casos (Hondable y San Antonio) la probabilidad de ataque aumenta a medida que se disminuye la copa, lo cual podría estar relacionado con la condición, desarrollo y/o vigor potencial de los árboles. (Raven *et al.*, 1987; Mitscherlich, 1970), Sin embargo, en Trinidad y Manzano el diámetro de copa parece no estar relacionado con la probabilidad de ataque.

Otra de las variables analizadas que presentó alto grado de consistencia, fue la edad, siendo mayor en los sitios no infestados de tres de las localidades de estudio y permaneciendo similar en la Trinidad, en contraposición con la tendencia positiva que mostraron los modelos de susceptibilidad de ataque.

Dicha tendencia es más consistente con lo referido por estudios anteriores realizados para *Pinus contorta* y *Pinus ponderosa*, los cuales indican que los árboles más susceptibles parecen estar entre edades de 60 a 100 años (Van Sickle, 1988, Dordel *et al.*, 2008), que posean un diámetro preferente para los insectos descortezadores (Cole y Ammán, 1969; Ammán, 1978; Wellner, 1978). En este estudio, la edad de los árboles infestados fluctuó entre los 80 y los 100 años.

Tomando en cuenta que la edad y la tasa de crecimiento radial influyen en la formación y desarrollo de los conductos de resina radiales (De Angelis *et al.*, 1986), es posible explicar por qué el incremento radial de los últimos 10 años, fue menor en sitios no infestados de tres de las localidades de estudio, lo cual concuerda con resultados de investigaciones anteriores realizadas por Negrón (1997).

La conjunción de las variables dasométricas estudiadas, otorga un espectro de la respuesta del árbol a ataques en función de su vigor. Algunos autores han

determinado que los árboles de mayores diámetros, pueden ser más susceptibles cuando su crecimiento se reduce de forma temporal o permanente a causa de sequías, enfermedades o daños mecánicos (Fettig *et al.*, 2007).

Esto es importante puesto que la respuesta fisiológica específica de resistencia de los árboles al ataque está dada en términos de competencia (Kolb *et al.* 1998), lo cual puede influir en un aumento en el crecimiento y el vigor de los individuos, debido a que conlleva a un aumento en la cantidad de energía que los árboles pueden destinar a su defensa en términos de producción de resina y monoterpenos (Six *et al.*, 2014), los cuales son componentes esenciales en la defensa del árbol contra insectos descortezadores (Christiansen, 1987).

Los resultados de este estudio respaldan la evidencia de estudios anteriores (Negrón 1997, Furniss *et al.*, 1979, Safranyik y Carroll, 2006; Fettig *et al.*, 2007; Raffa *et al.*, 2008), cuyos análisis confirman que, a nivel de árbol, las variables como el DAP, la altura, la edad y el incremento radial, dan respuesta de manera preliminar a las preferencias y umbrales de susceptibilidad de los árboles ante ataques de insectos descortezadores.

Sin embargo, es conducente la realización de estudios más detallados que involucren el éxito reproductivo de las poblaciones de descortezadores (West, *et al.*, 2014), así como las tendencias a largo plazo de lo que puede implicar para los árboles y sus umbrales de susceptibilidad así como las variaciones de temperatura y precipitación (Bentz *et al.*, 2010; Six *et al.*, 2013) en las localidades de estudio.

CONCLUSIONES

1. El DAP fue mayor en los sitios infestados.
2. El DAP fue la variable dasométrica más robusta, para predecir la susceptibilidad del árbol.
3. La probabilidad de que un árbol sea atacado por *D. mexicanus*, aumenta al aumentar el diámetro.
4. La altura de los árboles de sitios infestados fue mayor en las localidades de Hondable, Manzano y San Antonio.
5. La probabilidad de ataque al árbol aumentó conforme aumentó la altura.
6. El diámetro de copa fue la variable menos robusta para determinar la preferencia del insecto por el árbol hospedero.
7. La comparación de incrementos radiales no se observó una tendencia que permitiera determinar la preferencia de ataque.
8. La edad fue mayor en los sitios infestados de Hondable, Manzano y San Antonio lo cual marca la tendencia de una mayor probabilidad de ataque a medida que la edad del árbol aumenta.

LITERATURA CITADA

- Amman, G. 1969. Mountain Pine Beetle Emergence in Relation to Depth of Lodgepole Pine Bark USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experimental Station Research Note INT-96 , p. 8.
- Amman, G. 1978. Biology, Ecology and Causes of Outbreaks of the Mountain Pine Beetle in Lodgepole Pine Forests. in Theory and Practice of Mountain Pine BManagement in Lodgepole Pine Forests. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, University of Idaho, Moscow. pp. 39-53.
- Bentz, B., J. Régnière, C. J. Fettig, E. Hansen, J. Hayes, J. Hicke, R. Kelsey, J. Negrón, S. Seybold. 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. Bioscience. Vol. 60, No. 8 (September 2010), pp. 602-613. Oxford University Press on behalf of the American Institute of Biological Sciences. www.jstor.org/stable/10.1525/bio.2010.60.8.6.
- Berryman, A. 1976. Theoretical Explanation of Mountain Pine Beetle Dynamics in Lodgepole Pine. Environmental Entomology, 5 (1976), pp. 1225–1233. doi.org/10.1093/ee/5.6.1225.
- Christiansen, E., R. Waring, and A. Berryman. 1987. Resistance of Conifers to Bark Beetle Attack: Searching for General Relationships. Forest Ecology and Management 22 (1-2): 89–106. doi:10.1016/0378-1127(87)90098-3.
- De Angelis, J. D., T. Nebeker, J. D. Hodges. 1986. Influence of Tree Age and Growth Rate on the Radial Resin Duct System in Loblolly Pine (*Pinus taeda*). Canadian Journal of Botany, 64:1046-1049, 10.1139/b86-142
- Dordel, J., M. Feller and S. Simard. 2008. Effects of Mountain Pine Beetle (*Dendroctonus Ponderosae* Hopkins) Infestations on Forest Stand Structure in the Southern Canadian Rocky Mountains. Forest Ecology and Management 255 (10): 3563–70. doi:10.1016/j.foreco.2008.02.018.

- Fettig, C., K. Klepzig, R. Billings, A. Munson, T. Nebeker, J. Negrón and J. Nowak. 2007. The Effectiveness of Vegetation Management Practices for Prevention and Control of Bark Beetle Infestations in Coniferous Forests of the Western and Southern United States. *Forest Ecology and Management* 238 (1-3): 24–53. doi:10.1016/j.foreco.2006.10.011.
- Furniss, M., M. McGregor, M. Foiles and A. Partridge. 1979. Chronology and Characteristics of a Douglas-fir Beetle Outbreak in Northern Idaho. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-59, 19 p. Intermt. For. and Range Exp. Stn. , Ogden, Utah.
- Hicke, J. A., M. Johnson, J. Hayes and H. Preisler. 2012. Effects of Bark Beetle Caused Tree Mortality on Wildfire. *Forest Ecology and Management* 271 (May): 81–90. doi:10.1016/j.foreco.2012.02.005.
- Hummel, F., J. Christie. 1957. Methods Used to Construct the Revised Yield Tables for Conifers in Great Britain. *Forest Research*. Londres.
- Kolb, T., K. Holmberg, M. Wagner and J. Stone. 1998. Regulation of Ponderosa Pine Foliar Physiology and Insect Resistance Mechanisms by Basal Area Treatments. *Tree Physiology*. 18 (6): 375-381 doi:10.1093/treephys/18.6.375
- Mitscherlich, G., 1970. Growth of Forest and Environment. Stem form and Increment of Trees and Stands Part 1. Sauerländer's Verlag Frankfurt PP 42
- Negrón, J. 1997. Estimating Probabilities of Infestation and Extent of Damage by the Roundheaded Pine Beetle in Ponderosa Pine in the Sacramento Mountains, New Mexico. *Canadian Journal of Forest Research*. 27: 1936-1945. doi: 1.0.1139/x97-158
- Pérez, L. and S. Dragicevic. 2010. Modeling Mountain Pine Beetle Infestation With an Agent Based Approach at Two Spatial Scales. *Environmental Modelling & Software* 25 (2): 223–36. doi:10.1016/j.envsoft.2009.08.004.
- Preisler, H. and R. Mitchell. 1993. Colonization Patterns of the Mountain Pine Beetle in Thinned and Unthinned Lodgepole Pine Stands. *Forest Science*, 39, pp. 528–545. doi: 0015-749X:528

- Pretzsch, H., P. Biber, and J. Ďurský. 2002. The Single Tree Based Stand Simulator Silva: Construction, Application and Evaluation. *Forest Ecology and Management* 162 (1): 3–21. doi:10.1016/S0378-1127(02)00047-6.
- Safranyik, L. and Carroll, A. 2006. The Biology and Epidemiology of the Mountain Pine Beetle in Lodgepole Pine Forests. Pages 3-66 (Chapter 1) in L. Safranyik and W.R. Wilson, editors. *The Mountain Pine Beetle: a Synthesis of Biology, Management, and Impacts on Lodgepole Pine*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia. 304 p.
- Raven, P., R. Evert. and S. Eichhorn. 1987: *Biology of plants*. Worth Publishers Inc. New York. PP 686.
- Raffa K.F. B. Aukema., J. Bentz., A. Carroll., J. Hicke., M. Turner., W. Romme. Cross-Scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: the Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*, 58 (2008), pp. 501–517.
- Shrimpton, D. and A. J. Thomson. 1976. Relationship Between Phloem Thickness and Lodgepole Pine Growth Characteristics. *Canadian Journal of Forest Research*. 15:1004-1008. doi: 10.1139/x85-161
- Shore, T. and Safranyik, L. 1992. Susceptibility and Risk Rating Systems for the Mountain Pine Beetle in Lodgepole Pine Stands. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. Information Report BC-X-336. 12 p.
- 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:10.3390/f5010103
- Van Sickle, G., 1988. Status of Mountain Pine Beetle in Western Canada. Pages 6–8 in G.D. Amman (Compiler). *Proceedings—Symposium on the Management of Lodgepole Pine to Minimize Losses to the Mountain Pine Beetle*, Kalispell, MT, July 12–14, 1988. Intermountain Research Station (Ogden, Utah), Canada/United States Mountain Pine Beetle-Lodgepole Pine Program, and Society of American Foresters.

Wellner, C. 1978. Management Problems Resulting From Mountain Pine Beetles in Lodgepole Pine Forests. in: Theory and Practice of Mountain Pine Beetle Management in Lodgepole PForests: Symposium Proceedings (April 25–27, 1978), Wash. State Univ., Pullman. pp. 9–15.

West, D R., J. Briggs, W. Jacobi and J. Negrón. 2014. Mountain Pine Beetle Caused Mortality Over Eight Years in Two Pine Hosts in Mixed Conifer Stands of the Southern Rocky Mountains. *Forest Ecology and Management* 334 (December): 321–30. doi:10.1016/j.foreco.2014.09.012.

CONCLUSIONES GENERALES

Factores abióticos

En este trabajo se utilizó la información de brotes de *Dendroctonus mexicanus*, de cuatro localidades del PNCM, en el periodo 2007 a 2012, para identificar y analizar los factores abióticos que podrían estar relacionados con su dispersión.

El periodo de estudio estuvo caracterizado porque el año 2011 fue extremadamente seco, a partir del cual la superficie de brotes fue mayor en 3 de las cuatro localidades, así como la amplitud del rango altitudinal y la exposición en la cual se dispersaron.

Las longitudes mínimas de desplazamiento menores a un kilómetro, concuerdan con la teoría de que a nivel espacial es probable que la aparición de brotes se dé a una distancia mínima de los brotes que le antecedieron.

Características estructurales de los rodales

La composición florística de sitios infestados y no infestados, dominando los géneros *Pinus* y *Quercus* en las cuatro localidades de estudio.

Las especies *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote* fueron dominantes en Hondable, Manzano y Trinidad, mientras que *Pinus cembroides* fue la especie dominante en San Antonio.

Los sitios infestados y no infestados, tuvieron diferente distribución por clase diamétrica, clase de altura y edad.

Los sitios infestados presentaron una distribución en J invertida, donde la mayor densidad de individuos estuvo en las dos clases diamétricas menores. Los sitios no infestados presentaron distribuciones más heterogéneas, donde tres de las localidades mostraron clases intermedias con mayor densidad de individuos.

Los sitios infestados concentraron la mayor densidad de árboles en alturas menores a los 18 metros, mientras que la densidad de árboles según la altura fue más heterogénea en los sitios no infestados.

La mayor densidad de árboles de los sitios infestados se presentó en clases de edad menores a los 60 años, mientras que los sitios no infestados concentraron más de la mitad de los árboles en clases de edad de los 10 a los 84 años.

Características dasométricas de los árboles

Las variables dasométricas de los árboles del género *Pinus* de las localidades, presentaron diferencias entre sitios infestados y no infestados. El diámetro a la altura del pecho fue mayor en los sitios infestados.

El DAP fue la variable que con mayor consistencia pudo predecir la susceptibilidad de ataque del insecto a un árbol en pie, dicha susceptibilidad aumentó al aumentar el diámetro del árbol.

La altura media de los árboles fue mayor en los sitios infestados de tres de las localidades de estudio, en las cuales la probabilidad de ataque del insecto fue mayor con el aumento de la variable, mientras que una de las localidades presentó una tendencia inversa para esta probabilidad.

El diámetro de copa fue la variable que presentó mayor heterogeneidad para la preferencia del insecto por el árbol huésped. Solo tres de las localidades mostraron tendencias de probabilidad de ser atacadas por el descortezador. Por una parte dos de las localidades mostraron menor probabilidad de ataque a medida que aumentaba el diámetro de copa; mientras la otra presentó una tendencia inversa.

Los incrementos radiales de sitios infestados y no infestados fueron diferentes, mientras que la edad fue mayor en los sitios infestados de tres de las localidades presentando una mayor probabilidad de ataque a medida que la edad del árbol aumenta.

Finalmente los factores abióticos, las condiciones ambientales, la estructura del rodal y características de árboles hospederos, pueden favorecer el aumento a niveles epidémicos de las poblaciones de *D. mexicanus*, así como ampliar su afectación a escala de paisaje.