

CONTENIDO	Pág.
CONSEJO CONSULTIVO Y CONSEJO EDITORIAL	3
CONSEJO ARBITRAL	4
EDITORIAL	11
DENDROCRONOLOGÍA DE <i>Pinus cembroides</i> Zucc. Y RECONSTRUCCIÓN DE PRECIPITACIÓN ESTACIONAL PARA EL SURESTE DE COAHUILA Vicenta Constante García, José Villanueva Díaz, Julián Cerano Paredes, Eladio H. Cornejo Oviedo y Salvador Valencia Manzo	17
SEEDS STORED IN THE FOREST FLOOR IN A NATURAL STAND OF <i>Pinus montezumae</i> Lamb. Fernando Carrillo-Anzures, Gil Vera-Castillo, Octavio Salvador Magaña-Torres, Jim M. Guldin and Raymond P. Guries	41
EVALUACIÓN DE UNA PLANTACIÓN DE TRES ESPECIES TROPICALES DE RÁPIDO CRECIMIENTO EN NUEVO URECHO, MICHOACÁN H. Jesús Muñoz Flores, Víctor M. Coria Ávalos, J. Jesús García Sánchez y Manuel Balam Che	61
PRODUCTIVIDAD FOLIAR Y RADICULAR EN ECOSISTEMAS FORESTALES DEL NORESTE DE MÉXICO José de Jesús Nívar-Cháidez y Enrique Jurado-Ybarra	89
CRECIMIENTO ANUAL EN VOLUMEN Y ESTADO NUTRICIONAL DE <i>Pinus pinaster</i> Ait. EN ASTURIAS, ESPAÑA Elias Afif Khouri, Elena Canga Líbano, José Alberto Oliveira Prendes, José Javier Gorgoso Varela y María Asunción Cámara Obregón	107
REDUCCIÓN EN RIQUEZA DE ESPECIES ARBÓREAS POR INCENDIOS EN LA RESERVA SELVA EL OCOTE, CHIAPAS María de Lourdes Maldonado Méndez, Dante Arturo Rodríguez Trejo, Enrique Guízar Nolazco, José Velázquez Martínez y Sonia Náñez Jiménez	127
SECUENCIA DE ARRIBO DE COLEÓPTEROS EN ÁRBOLES DE <i>Pinus montezumae</i> Lamb. DAÑADOS POR INCENDIOS Juana Fonseca González, Celina Llanderal Cázares, David Cibrián Tovar, Armando Equihua Martínez y Héctor Manuel de los Santos Posadas	149
TRATAMIENTOS DE POSCOSECHA EN ÁRBOLES DE NAVIDAD DE <i>Pinus ayacahuite</i> Ehren Y <i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco José Guadalupe Álvarez Moctezuma, María Teresa Colinas León, Jaime Sahagún Castellanos, Aureliano Peña Lomelí y José Luis Rodríguez De la O	171
ANATOMÍA DE LA INTERACCIÓN <i>Cladocolea loniceroides</i> (Van Tieghem) Kuijt – <i>Salix bonplandiana</i> Kunth Dionicio Alvarado-Rosales, Luz de Lourdes Saavedra-Romero y Elizabeth Cárdenas-Soriano	191

EFFECTO DE LOS NUDOS SOBRE LA RESISTENCIA Y RIGIDEZ EN FLEXIÓN DE LA MADERA DE PINO Raymundo Dávalos Sotelo y Roberto Limón Godina	205
SEMBLANZA DEL DR. EDMUNDO GARCÍA MOYA	213
RESEÑA DE PUBLICACIONES FORESTALES ELABORADAS POR INVESTIGADORES DEL INIFAP Carlos Mallén Rivera y Cecilia Nieto de Pascual Pola	219
ACTIVIDADES DE PROMOCIÓN DE LA REVISTA <i>CIENCIA FORESTAL EN MÉXICO</i>	226

CONSEJO CONSULTIVO

Dr. Salvador Fernández Rivera
Coordinación de Investigación,
Innovación y Vinculación / INIFAP.

Dr. Robert Bye Boetler
Jardín Botánico, Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma
de México.

Dr. Celedonio Aguirre Bravo
Forest Service,
United States Department of Agriculture.

Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón
Facultad de Ciencias Forestales,
Universidad Autónoma de Nuevo León.

Dr. Adrián Fernández Bremauntz
Instituto Nacional de Ecología,
SEMARNAT.

Dr. Miguel Caballero Deloya
Colegio de Postgraduados.

Dra. Amparo Borja de la Rosa
División de Ciencias Forestales,
Universidad Autónoma Chapingo.

Dr. Alejandro Velázquez Martínez
Especialidad Forestal,
Colegio de Postgraduados.

Dra. Patricia Koleff Osorio
Comisión Nacional para el
Conocimiento y Uso de la
Biodiversidad.

Dra. María Valdés Ramírez
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas,
Instituto Politécnico Nacional.

CONSEJO EDITORIAL

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
Ing. Francisco Camacho Morfín
M.C. Georgel Moctezuma López
M.C. Santa Ana Ríos Ruíz
M.C. Juan Carlos Tamarit Urias
M.C. Efraín Velasco Bautista
Bíol. Marisela C. Zamora Martínez

Universidad Nacional Autónoma de México
M.C. Verónica del Pilar Reyero Hernández

CONSEJO ARBITRAL

Argentina

Museo Argentino de Ciencias Naturales
Dra. Ana María Faggi

Canadá

Université Laval, Québec
Ph.D. Roger Hernández

Cuba

Instituto de Investigaciones Fundamentales en Agricultura Tropical
Dra. Amelia Capote Rodríguez

Unión Nacional de Escritores y Artistas de Cuba
Dra. Raquel Carreras Rivero

Chile

Universidad del Bío Bío
Dr. Rubén Andrés Ananías Abuter

España

CIFOR/Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias
Dr. Gregorio Montero González
Dr. Sven Mutke Regneri

Fundación CEAM
Dra. María José Sáenz Sánchez

Universidad Politécnica de Madrid
Dr. Alfredo Blanco Andray
Dr. Luis Gil Sánchez
Dr. Alfonso San Miguel-Ayanz
Dr. Eduardo Tolosana
Dr. Santiago Vignote Peña

Estados Unidos de América

New Mexico State University

Ph.D. John G. Mexal

Northern Arizona University

Ph.D. Peter Z. Fulé

University of California

Ph.D. Richard Y. Evans

University of Colorado at Denver

Ph.D. Rafael Moreno Sánchez

University of Florida

Ph.D. Francisco Javier Escobedo Montoya

United States Department of Agriculture

Forest Service

Dr. Mark E. Fenn

Dr. Carlos Rodríguez Franco

Italia

International Plant Genetic Resources Institute

Dra. Laura K. Snook

México

Colegio de la Frontera Sur

Dr. Bernardus H. J. de Jong

Dr. Mario González Espinosa

Ph.D. Jorge E. Macías Sámano

Dr. Neptalí Ramírez Marcial

Dr. Cristian Tovilla Hernández

Dr. Henricus Franciscus M. Vester

Colegio de Postgraduados

Dr. Arnulfo Aldrete

Dr. Dionicio Alvarado Rosales

Dr. Víctor M. Cetina Alcalá

Dra. Ma. de Lourdes de la Isla de Bauer

Dr. Héctor M. de los Santos Posadas
Dr. Armando Equihua Martínez
Dr. Ronald Ferrara-Cerrato
Dr. Edmundo García Moya
Dr. Jesús Jasso Mata
Dr. Lauro López Mata
Dr. Javier López Upton
Dr. Martín A. Mendoza Briseño
Dr. Antonio Trinidad Santos
Dr. Juan Ignacio Valdés Hernández
Dr. José René Valdez Lazalde
Dr. J. Jesús Vargas Hernández
Dra. Heike Dora M. Vibrans Lindermann

Colegio de Tlaxcala, A. C.
M.C. Noé Santacruz García

Instituto de Ecología, A. C.
Dr. Guillermo Ángeles Álvarez
Dr. Ismael Raúl López Moreno

Instituto Politécnico Nacional
Dr. Alejandro Daniel Camacho Vera
Dr. José de Jesús Návar Cháidez
M.C. Leonor Quiroz García

PRONATURA
Dr. José A. Benjamín Ordonez Díaz

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro
Dr. Eladio Heriberto Cornejo Oviedo
M.C. Salvador Valencia Manzo

Universidad Autónoma Chapingo
M.C. Beatriz Cecilia Aguilar Valdez
M.C. Baldemar Arteaga Martínez
M.C. Emma Estrada Martínez
M.C. Mario Fuentes Salinas
M.C. Enrique Guízar Nolazco
Dr. Hugo Ramírez Maldonado
Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo
Dr. Leonardo Sánchez Rojas
Dr. Enrique Serrano Gálvez

Dra. Ernestina Valadez Moctezuma
Dr. José A. Gil Vera Castillo

Universidad Autónoma de Baja California Sur
Dr. José Antonio Martínez de la Torre

Universidad Autónoma de Chihuahua
Ph.D. Concepción Luján Álvarez
Ph.D. Jesús Miguel Olivas García

Universidad Autónoma de Guadalajara
Dr. J. B. Mauricio Alcocer Ruthling

Universidad Autónoma de Nuevo León
M.C. Glafiro Alanís Flores
Dr. Enrique Jurado Ybarra
Dr. José Guadalupe Marmolejo Moncivais

Universidad Autónoma de Puebla
Dr. José F. Conrado Parraguirre Lezama

Universidad Autónoma de Querétaro
Dr. Luis Gerardo Hernández Sandoval

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Dra. Ana Laura López Escamilla
M.C. Ángel Moreno Fuentes

Universidad Autónoma Indígena de México
Dra. Hilda Susana Azpiroz Rivero

Universidad Autónoma Metropolitana
Dr. Héctor Castillo Juárez
Dra. Carmen de la Paz Pérez Olvera

Universidad de Guadalajara
Dr. Luis Ramón Bravo García
Dr. Ezequiel Delgado Fourné
M.C. Francisco J. Fuentes Talavera
M.C. María Guadalupe Lomelí Ramírez
M.C. Roberto Novelo González
Dr. Rubén Sanjuán Dueñas

Universidad de Guanajuato
Dr. Alejandro José López-Feldman

Universidad del Mar
M.C. Verónica Ortega Baranda

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Dr. Miguel Alberto Magaña Alejandro

Universidad Juárez del Estado de Durango
Ph.D. José Ciro Hernández Díaz

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
Dr. José Cruz de León
M.C. Marco Antonio Herrera Ferreyra
Dr. Alejandro Martínez Palacios
Dr. José Guadalupe Rutiaga Quiñones
Dr. David Zavala Zavala

Universidad Nacional Autónoma de México
Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders
Dr. Humberto Bravo Álvarez
Dr. Joaquín Cifuentes Blanco
Dra. Ma. Hilda Flores Olvera
Dr. Abisai Josué García Mendoza
Dr. Julio Alberto Lemos Espinal
Dr. Daniel Piñero Dalmau
Dra. Teresa Terrazas Salgado

Universidad Veracruzana
Dr. Carlos H. Ávila Bello
Dr. Lázaro Rafael Sánchez Velásquez

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
Dr. Miguel Acosta Mireles
Dr. Víctor Javier Arriola Padilla
Dr. Francisco Becerra Luna
Dr. Juan de Dios Benavides Solorio
Dr. Fernando Carrillo Anzures
Dr. Carlos Roman Castillo Martínez
Dr. Gustavo Cruz Bello
M.C. Alfonso de la Rosa Vázquez
Dr. José Germán Flores Garnica

Dr. Vidal Guerra de la Cruz
Dr. José Amador Honorato Salazar
Dr. Fabián Islas Gutiérrez
M.C. Juan Islas Gutiérrez
M.C. Miguel Martínez Domínguez
Dr. Martín Martínez Salvador
Dr. José Isidro Melchor Marroquín
M.C. Francisco Moreno Sánchez
Dr. José Angel Prieto Ruíz
Dr. Guillermo Sánchez Martínez
Dr. Arturo G. Valles Gándara
Dr. José Villanueva Díaz
M.C. E. Edith Villavicencio Gutiérrez

Consultores Privados

M.Sc. Rosalía A. Cuevas Rangel
Dra. Teresita del Niño Jesús Marín Hernández

EDITORIAL

La Revista Ciencia Forestal en México cumple con este número un año más de ser publicada, específicamente el trigésimo tercer aniversario y como responsable de la misma, me permito externar a todos los lectores mi satisfacción de que continúe en el Índice de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del CONACYT, lo cual ha sido producto del trabajo y esfuerzo del grupo que colabora con este comité dentro y fuera del INIFAP, así como el hecho de que sea reconocida, respetada y valorada por los investigadores y académicos del sector forestal.

Nuevamente se conforma un número de Ciencia Forestal en México con trabajos de diversas instituciones nacionales e internacionales, en este caso de la Universidad de Oviedo en España. Lo anterior refleja la imparcialidad del comité que me honro en presidir y el reconocimiento pluri-institucional a la revista.

La dendrocronología es el tema del primer artículo, una disciplina que permite entender el fenómeno del cambio climático con mayor precisión, pues los árboles proveen información precisa y confiable respecto a la variación del clima, que está sujeto a innumerables factores ambientales. Este trabajo fue realizado por investigadores del INIFAP y de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, quienes estudiaron anillos de crecimiento en árboles de *Pinus cembroides* en el sureste de Coahuila y con los cuales les fue posible reconstruir la precipitación invierno-primavera que cayó en esa región en un lapso de 410 años. Con estos datos los autores pudieron detectar sequías recurrentes con una frecuencia de 50 a 60 años.

La siguiente contribución proviene de investigadores del Campo Experimental Valle de México del INIFAP y de instituciones de Estados Unidos de América (Servicio Forestal y Universidad de Wisconsin), quienes estudiaron el banco de semillas en un rodal de *Pinus montezumae*, pues este depósito es muy significativo en la sucesión vegetal, especialmente cuando ocurre un disturbio. Los autores encontraron que en el banco de semillas estaban presentes 43

especies (dos arbóreas, 17 arbustivas, 23 herbáceas y una gramínea), entre ellas las correspondientes a especies dominantes y codominantes del rodal. Esta información será de gran utilidad para los encargados del manejo de rodales dominados por *P. montezumae*, en particular para la aplicación de métodos silvícolas que pretendan regenerar las masas de esta importante especie en México.

El tercer artículo aborda un tema de gran interés, ya que se relaciona con la evaluación de plantaciones de especies tropicales de rápido crecimiento establecidas en el estado de Michoacán, lo que resulta trascendental ya que no se tiene conocimiento sobre la adaptación y crecimiento de las especies exóticas en las diferentes condiciones ecológicas de la entidad. Los investigadores que realizaron este trabajo, provenientes del INIFAP y de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, evaluaron la respuesta de *Tectona grandis*, *Acrocarpus fraxinifolius* y *Gmelina arborea* y encontraron diferencias significativas en el crecimiento de las mismas, lo cual permite determinar que algunas especies tienen potencial para el desarrollo de plantaciones comerciales en el trópico seco. Indudablemente estos datos serán de gran utilidad para los prestadores de servicios técnicos forestales a cargo de los programas de reforestación en Michoacán y entidades circunvecinas.

A continuación se presenta una investigación que llevaron a cabo investigadores del Instituto Politécnico Nacional y de la Universidad Autónoma de Nuevo León, que versa sobre la productividad primaria en comunidades forestales del noreste de México y en las que se midieron caída de hojas y ramas, así como la producción de raíces por medio de excavaciones con cilindros. Los resultados aportados permiten ponderar la importancia de la biomasa aérea y de la hojarasca, tan valiosos como la productividad maderable de muchos ecosistemas.

De nuevo figura en *Ciencia Forestal en México* un estudio del extranjero de la Escuela Universitaria de Ingenierías Técnicas de la Universidad de Oviedo, Asturias, en el cual se presentan los resultados de un proyecto con el fin de determinar el crecimiento anual en volumen y estado nutricional en seis masas

de *Pinus pinaster*. Los autores utilizaron el incremento anual medio en volumen con corteza (IAVC), con el que evaluaron el impacto de diversos nutrimentos así como la concentración de los mismos en las acículas. Estos serán de gran utilidad para establecer rutinas de fertilización en áreas forestales, particularmente en aquellos sitios en donde se realicen programas de reforestación, ya sea con fines de restauración o comerciales.

A continuación se incluye un trabajo realizado por personal investigador de la Universidad Autónoma Chapingo, así como de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote, en el cual ponderaron el impacto de incendios forestales con el fin de tener una mejor comprensión de ellos en los ecosistemas tropicales. Para ello, los autores estudiaron el efecto de incendios catastróficos en la composición y estructura de la selva alta-mediana subperennifolia de dicha reserva. Refieren que el análisis de componentes principales reveló diferencias de las áreas no afectadas con aquellas incendiadas en 1998 y las quemadas y restauradas en 1998 y en 2003. Es recomendable que este tipo de evaluaciones se continúen, con el fin de determinar el impacto de esta frecuente pero destructiva práctica en nuestras áreas forestales, pues así se contará con mayores elementos para no tolerar su uso e incluso, sancionar con mayor severidad su aplicación sin control.

El tema de las plagas forestales se documenta una vez más en la revista *Ciencia Forestal en México*, lo que pone de manifiesto su importancia. En esta ocasión se aborda la temática sobre la diversidad y secuencia de llegada de coleópteros en árboles de la especie *Pinus montezumae* afectados por incendios. Este artículo fue elaborado por investigadores de la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, el Colegio de Postgraduados y la Universidad Autónoma Chapingo, quienes refieren que mediante la aplicación de un pegamento en los troncos, se obtuvieron especímenes de diferentes familias, que se clasificaron en descortezadores primarios y secundarios, barrenadores de madera, depredadores e insectos asociados. Cabe destacar que los autores citan una nueva especie del género *Lechriops* como barrenador de madera. En forma similar al artículo anterior, se proporciona información básica con la cual se podrá cimentar la toma de decisiones para el manejo de los recursos forestales.

La siguiente contribución también proviene de la Universidad Autónoma Chapingo y describe los tratamientos poscosecha en árboles de Navidad de *Pinus ayacahuite* y *Pseudotsuga menziesii*, con el fin de contrarrestar la pérdida de hojas por deshidratación, ya que en México es común que las especies aprovechadas continúen portando yemas en crecimiento, lo que ocasiona una pérdida de humedad a la planta. Los autores evaluaron la efectividad de antitranspirantes y la inmersión de la base del tronco en agua y encontraron que esta última disminuyó la cantidad de hojas desprendidas, se mantuvo la humedad total del árbol y de las ramillas y se registró un menor cambio de cromaticidad, matiz y luminosidad de las acículas. Estos resultados deberán divulgarse, además, en otros medios para que los productores puedan aplicar estas recomendaciones en la comercialización de tan importantes productos forestales de temporada.

Dos notas técnicas cierran el presente número; una de ellas fue realizada por investigadores del Colegio de Postgraduados y se relaciona con la interacción del muérdago (*Cladocolea loniceroides*) y su hospedero (*Salix bonplandiana*). Aborda la relación anatómica entre ambos organismos, lo que es de especial importancia ya que el muérdago es la tercera causa de daño al arbolado forestal en México y en el caso de *C. loniceroides*, los responsables de este trabajo destacan que afecta a 15 especies arbóreas y es uno de los principales agentes de deterioro de la salud de numerosos arbustos. El mayor conocimiento de la interacción del muérdago con los árboles permitirá mejorar los procedimientos de control de los mismos.

La segunda nota técnica incursiona en el tema de la madera, en este caso sobre el efecto de los nudos en la resistencia en flexión de dicho material del género *Pinus*. Los resultados indican que la densidad básica y la razón de área nudosa son semejantes en cuanto a su capacidad para estimar el módulo de ruptura. Los autores, provenientes del Instituto de Ecología, A. C., definen que un sistema combinado visual-mecánico parece ser el mejor método para llevar a cabo una clasificación estructural de la madera de pinos mexicanos.

Finalmente es un gran honor para el que suscribe el que se cuente con el apoyo del Dr. Edmundo García Moya, Profesor Investigador Emérito del Colegio de Postgraduados, quien ha entregado su vida a la investigación en el área de la botánica, especialmente de zonas áridas y a la formación de recursos humanos en esa disciplina. El Dr. García Moya fue galardonado con el Premio Nacional de Ciencias y Artes 2008, en la vertiente de Física, Matemáticas y Ciencias Naturales, el cual le fue entregado por el Presidente de la República, Lic. Felipe Calderón Hinojosa, lo cual nos llena de satisfacción y orgullo y en nombre del Comité Editorial le externo una felicitación y le agradezco su colaboración desinteresada en el arbitraje de esta publicación.

Es importante destacar que gracias al apoyo económico otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), a través de la Dirección Adjunta de Desarrollo Científico y Académico, fue posible la impresión del presente número, en virtud de que se encuentra dentro del Índice de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica.

De nuevo externo mi gratitud a los miembros del Comité Editorial de la Revista *Ciencia Forestal en México*, pues su altruista colaboración permite la elaboración de cada número de la misma y de igual manera, espero que los investigadores y académicos de la comunidad forestal de México y otros países sigan confiando en ésta para hacer llegar sus logros y resultados producto de su arduo y necesario trabajo de investigación.

Dr. Héctor M. Benavides Meza
Presidente del Comité Editorial y Director de la Revista
Ciencia Forestal en México

DENDROCRONOLOGÍA DE *Pinus cembroides* Zucc. Y RECONSTRUCCIÓN DE PRECIPITACIÓN ESTACIONAL PARA EL SURESTE DE COAHUILA

Vicenta Constante García¹, José Villanueva Díaz¹,
Julián Cerano Paredes¹, Eladio H. Cornejo Oviedo² y
Salvador Valencia Manzo²

RESUMEN

Los anillos de crecimiento anual del pino piñonero se utilizaron para desarrollar una reconstrucción de precipitación invierno - primavera (enero - julio) de 410 años (1595 a 2004) en un sitio ubicado en el sureste de Coahuila. Los objetivos de este trabajo consistieron en examinar el potencial dendrocronológico de la especie; desarrollar una reconstrucción de la precipitación estacional; analizar las fluctuaciones hidroclimáticas y su frecuencia en el tiempo y determinar el impacto de patrones atmosféricos circulatorios como El Niño. La correlación entre series fue de 0.72, considerada excelente; alta sensibilidad climática (0.3090), adecuada relación señal - ruido (22.94), desviación estándar de 0.3009 y una autocorrelación de primer orden de 0.2646. La serie de ancho de anillo explicó 58% de la precipitación regional. Los períodos secos detectados en la reconstrucción, que se respaldaron con archivos históricos y con reconstrucciones previas de precipitación, fueron: 1784 a 1794, 1850 a 1857, 1860 a 1884 y 1945 a 1962. Se detectaron sequías recurrentes con frecuencia de 50 a 60 años. Los períodos húmedos observados en este estudio ocurrieron de 1620 a 1639, de 1647 a 1661, de 1672 a 1685, de 1766 a 1780, de 1900 a 1916 y de 1966 a 1994. Muchos de estos episodios húmedos estuvieron presentes de manera simultánea en otras reconstrucciones de precipitación para el norte de México. El fenómeno El Niño en su fase cálida no indicó una asociación significativa con la precipitación de la región sureste de Coahuila, aunque sí se obtuvo una correlación significativa con el Índice de Precipitación Total para Todo México.

Palabras clave: Dendrocronología, El Niño Oscilación del Sur, *Pinus cembroides*, precipitación reconstruida, sensibilidad media, Sierra de Zapalinamé.

Fecha de recepción: 09 de septiembre de 2008.

Fecha de aceptación: 05 de noviembre de 2009.

¹Centro Nacional de Investigación Disciplinaria - Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID-RASPA), INIFAP. Correo-e: constante.garcia@inifap.gob.mx

²Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro".

ABSTRACT

Ring width indices of pinyon pine were used to develop a seasonal Winter - Spring (January - June) precipitation reconstruction on the last 410 years (1595 – 2004) for southeastern Coahuila. The objectives of this study were to analyze the dendrochronological potential of *Pinus cembroides*, to develop a seasonal precipitation reconstruction, to determine hydroclimatic fluctuations in time, and to analyze the influence of atmospheric circulatory patterns like El Niño. Some statistical parameters of the chronology such as series intercorrelation with a value of 0.72, climate sensitivity with 0.31, signal - to - noise ratio of 22.94, standard deviation of 0.30, and first order autocorrelation of 0.26 had values considered excellent for dendroclimatic reconstruction purposes. The ring - width chronology explained 52% of the seasonal precipitation variance. The reconstructed drought periods supported by historical archives and tree - ring reconstructions for this and northern Mexico regions were: 1784 to 1794, 1850 to 1857, 1860 to 1884, and 1945 to 1962. Droughts were detected at frequencies of 50 to 60 years. Wet episodes were present in the reconstruction at the periods of 1620 to 1639, 1647 to 1661, 1672 to 1685, 1766 to 1780, 1900 to 1916, and 1966 to 1994. The seasonal precipitation reconstructions did not show a significant association with the warm phase of El Niño phase but was significantly correlated with the All Mexico Precipitation Index.

Key words: Dendrochronology, El Niño Southern Oscillation, *Pinus cembroides*, reconstructed precipitation, mean sensitivity, Sierra de Zapalinamé.

INTRODUCCIÓN

La Sierra Zapalinamé (SZA) constituye la principal fuente de agua para la ciudad de Saltillo, Coahuila y poblaciones aledañas. En la actualidad hay una gran presión social sobre esta área natural protegida, debido al crecimiento poblacional desmedido de la citada zona urbana, que demanda más espacios para crecer, así como recursos hídricos adicionales, situación que ha alterado significativamente los procesos hidrológicos en la reserva, con efectos en su calidad y disponibilidad para fines de consumo humano, industrial y agropecuario.

En el conocimiento de la variabilidad climática histórica de SZA existe la limitante de la escasa información instrumental procedente de estaciones meteorológicas y que en el mejor de los casos, no sobrepasan los 70 años de extensión. Por lo anterior, para entender el comportamiento de las variaciones hidroclimáticas a través del tiempo es menester el uso de fuentes "proxy" o fuentes indirectas; una de ellas son los anillos de crecimiento anual de especies climáticamente sensitivas como *Pinus cembroides* Zucc., pino piñonero, que al

fecharse al año de su formación, permiten inferir las condiciones dominantes previo o durante ella.

Estudios dendroclimáticos en la Sierra de Arteaga desarrollados con anterioridad señalan la necesidad de ampliar la red dendrocronológica con especies sensibles en la zona, para tener un mejor conocimiento de las fluctuaciones hidroclimáticas que han afectado tanto las partes altas, como bajas de las cuencas hidrológicas que conforman la región (Pohl *et al.*, 2003; Cerano, 2004; Villanueva *et al.*, 2007).

Se plantea la hipótesis de que el pino piñonero por habitar en sitios semiáridos, posee mayor sensibilidad climática y es factible de captar la variabilidad hidroclimática que ha caracterizado a la SZA y áreas contiguas en los últimos siglos.

De esta manera, los objetivos del estudio que se describe a continuación fueron: examinar el potencial dendrocronológico del pino piñonero en la parte baja del Área Natural Protegida SZA; analizar su sensibilidad climática y generar una reconstrucción de precipitación estacional de *Pinus cembroides* para los últimos 400 años, así como cuantificar las fluctuaciones hidroclimáticas en el tiempo, frecuencia de sequías, períodos húmedos, documentar su efecto social y económico y el impacto de patrones atmosféricos circulatorios.

Descripción de la especie

Pinus cembroides pertenece al grupo de pinos “piñoneros”, los cuales son muy parecidos entre ellos (Farjon *et al.*, 1997). Su área de distribución abarca desde el oeste de Estados Unidos de América hasta México, donde está presente en Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Tamaulipas, Veracruz, Zacatecas, San Luis Potosí, Aguascalientes, Guanajuato, Querétaro e Hidalgo (Perry, 1991), entre los 18° y los 32° de latitud norte. En estos territorios la precipitación media anual oscila de 350 a 700 mm (Rzedowski, 1978). Crece sobre laderas de montañas, lomeríos, al pie de cerros, con pendientes secas y rocosas; se advierte preferencia en climas de templado seco a templado subhúmedo y tolerancia a sequía de siete a ocho meses. Los suelos donde se desarrolla, por lo general, son pobres en fertilidad, secos, pedregosos y calizos, de color grisáceo a negro, calcáreos, con pH de neutro a alcalino (Figura 1).

Es parte de la vegetación de transición entre las formaciones xerofíticas del Altiplano Mexicano y las vertientes internas de las Sierras Madre Oriental y Occidental. El pino piñonero se asocia con bosques de *Quercus*, *Pinus*, *Pinus Quercus*, así como con especies de matorral arbustivo, encinares y pinares de climas semidesérticos (Madrigal, 1977; Robert, 1977; Rzedowski, 1978).

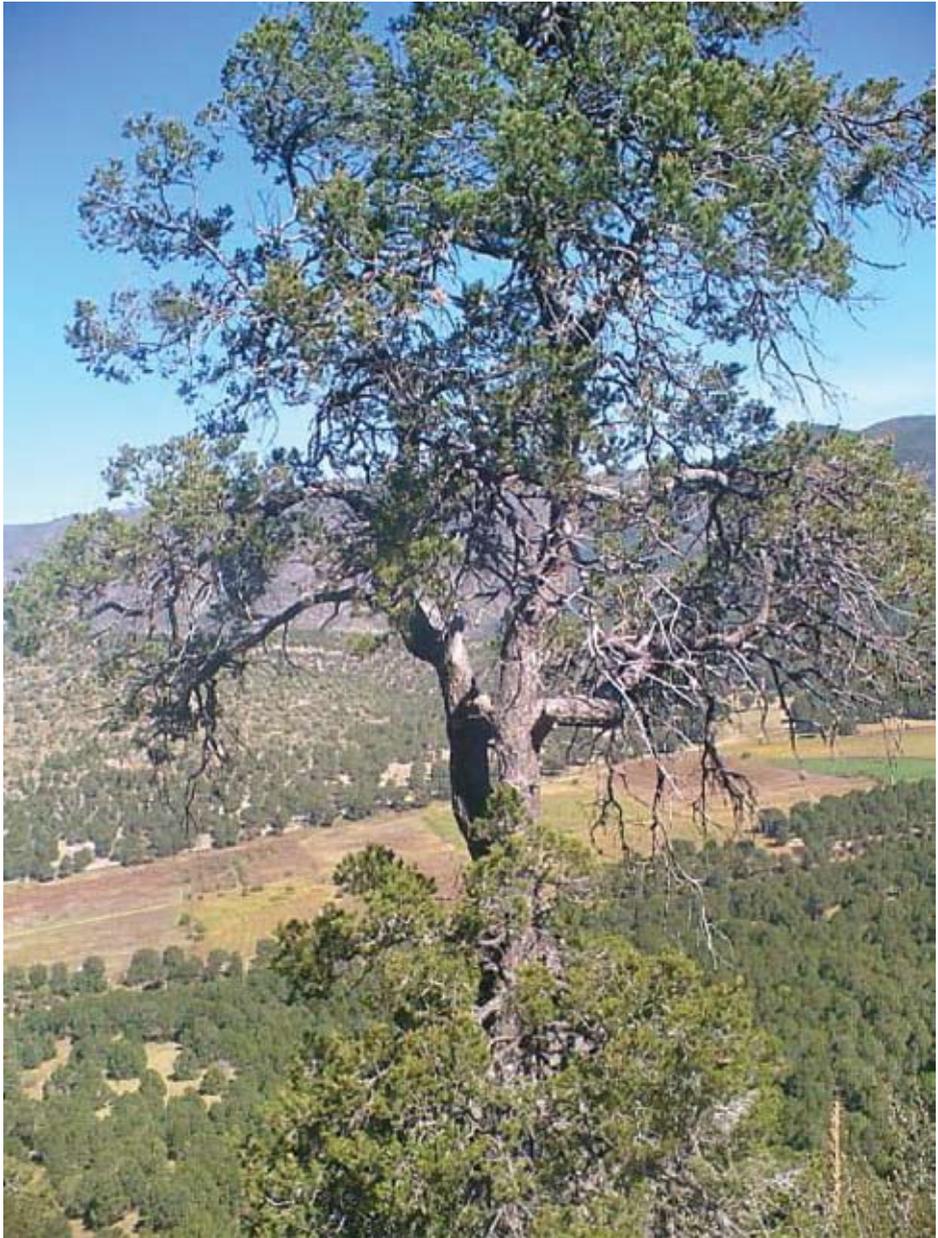


Figura 1. Ejemplar longevo de pino piñonero en la parte baja de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila.

El bosque de *Pinus cembroides* desempeña una función importante en el ecosistema y en el ciclo hidrológico, al evitar la erosión, favorecer la infiltración del agua y restablecer los mantos acuíferos subterráneos. Al mismo tiempo es hábitat natural de la fauna silvestre, dado que 90% del volumen de su semilla producida, constituye el alimento básico de muchas aves y mamíferos.

La importancia maderera de *Pinus cembroides* es mínima, pero el piñón (semilla comestible) es de alto valor económico, al constituir 90% de la cosecha de piñones en la República Mexicana (Martínez, 1948; Robert, 1977; Eguiluz, 1978).

Dentro de la SZA, *Pinus cembroides* es dominante, en particular, para el ejido Cuauhtémoc, donde su hábitat es utilizado para ganadería extensiva, extracción de tierra de monte, recolecta de leña, tala de arbolado para construcción y venta de semilla o piñón, así como con fines de recreación y producción de agua (De la Cruz, 1984; Portes, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del área de estudio

El área de estudio se localiza en el ejido Cuauhtémoc al sureste de Coahuila dentro de la Sierra de Zapalinamé, que forma parte de a la región hidrológica Bravo - Conchos No. 24, en la cuenca Río Bravo - San Juan (B), entre las coordenadas 101°03'23" y 100°54'49" de longitud oeste y 24°18'56" a 25°15'16" de latitud norte.

En términos geológicos es un área plegada y fracturada con topografía accidentada y rocas sedimentarias marinas del Jurásico y Cretácico. Los suelos dominantes son castañozem cálcico, feozem calcáreo y rendzina; con una vegetación constituida por *Pinus cembroides*, la cual en ocasiones se asocia con matorral desértico rosetófilo y con manzanita *Arctostaphylos* sp. El clima se caracteriza por un régimen de lluvias de verano y presencia ocasional de precipitación invernal (INEGI, 1983; García, 1978; Marroquín y Arce, 1985; INEGI 2000a; INEGI, 2000b) (Figura 2).

El área de estudio se dividió en cuatro rodales, dentro de los cuales se ubicaron 400 individuos de *P. cembroides*, mediante un muestreo sistemático y selectivo y a lo largo de un gradiente altitudinal (2,200 a 2,500 m), de ellos se obtuvieron de dos a tres núcleos de crecimiento con un taladro de Pressler, marca Forestry Suppliers. La selección de los árboles se realizó en función a sus características fenotípicas, es decir, individuos con apariencia longeva, localizados en sitios de pobre calidad de estación (suelos someros, pedregosos, de baja fertilidad). En este muestreo, también se incluyeron individuos jóvenes para facilitar el fechado

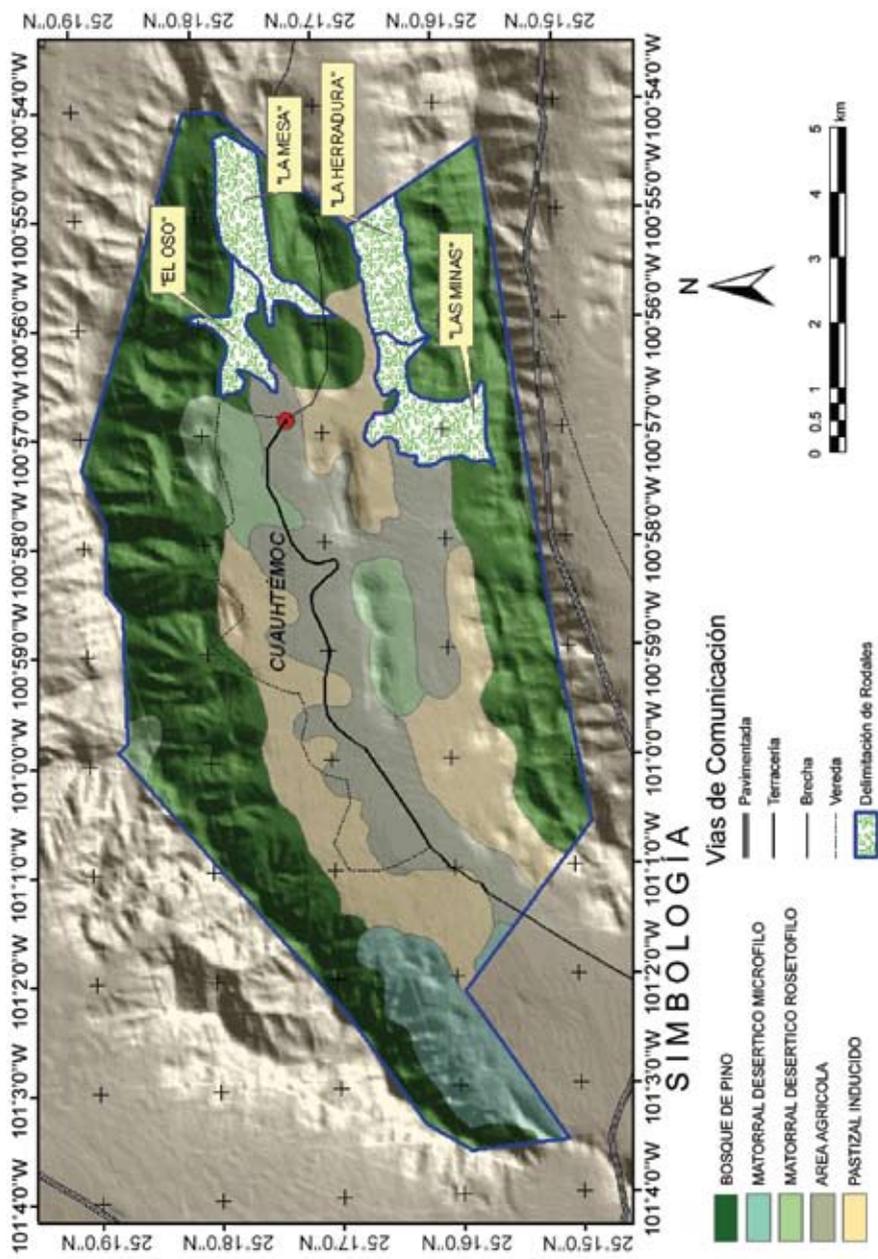


Figura 2. Polígono del ejido Cuauhtémoc, en Sierra Zapalinamé, Coahuila, uso del suelo y localización geográfica de sitios seleccionados de *Pinus cembrisoides*.

de los crecimientos más recientes. Dicho material se procesó mediante técnicas dendrocronológicas estándar, para asegurar el fechado exacto de cada crecimiento al año de su formación y producir series de tiempo o índices dendrocronológicos, de utilidad para reconstrucciones paleoclimáticas (Stokes y Smiley, 1968).

Con el programa COFECHA, que es parte del grupo de programas conocido como Dendrochronology Program Library (DPL, por sus siglas en inglés), se analizó la calidad del fechado, al traslapar períodos de 50 años y observar la correlación entre las series. El programa ARSTAN eliminó la varianza debido a factores biológicos y geométricos, mediante el ajuste a los valores de medición de ancho de anillo, de una curva exponencial negativa o línea recta, y de esta manera, producir índices derivados de la división entre los valores actuales de anillo total (medidos) y los estimados (Cook y Holmes, 1984). El programa generó tres versiones de cronologías de anillo total, que son estándar, residual y ARSTAN (Cook, 1985).

Para determinar el período del año en que el crecimiento radial de *P. cembroides* estuvo más influenciado por la precipitación, se utilizó el programa PRECON, que aborda la relación entre ambas variables y produce una función de respuesta de la cronología y los datos de lluvia.

Los registros de precipitación se obtuvieron del programa Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC II), del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) (2000), del que se seleccionaron ocho estaciones cercanas al área de estudio, para integrar una base de datos de precipitación media mensual a nivel regional. Las estaciones meteorológicas en el estado de Coahuila fueron: San Antonio de las Alazanas, Huachichil, El Tunal, Arteaga, Gómez Farías, San Juan de la Vaquería, Saltillo y General Cepeda (Figura 3).

Para el desarrollo del modelo climático, la precipitación total estacional del período enero - julio y la cronología estándar se sometieron sólo al proceso de calibración. No se realizó la verificación estadística de la ecuación generada, ya que los datos climáticos regionales fueron insuficientes en términos de extensión, para llevar a cabo dicho proceso. A los valores reconstruidos se les ajustó una curva flexible suavizada (spline) a nivel década, para resaltar eventos de baja frecuencia (Cook y Peters, 1981). Los periodos secos y húmedos derivados del modelo, no obstante, se verificaron al compararlos tanto con datos procedentes de archivos históricos, como con trabajos similares de reconstrucciones de precipitación con anillos de árboles, efectuados con anterioridad para las regiones norte y centro de México y suroeste de los Estados Unidos de América.

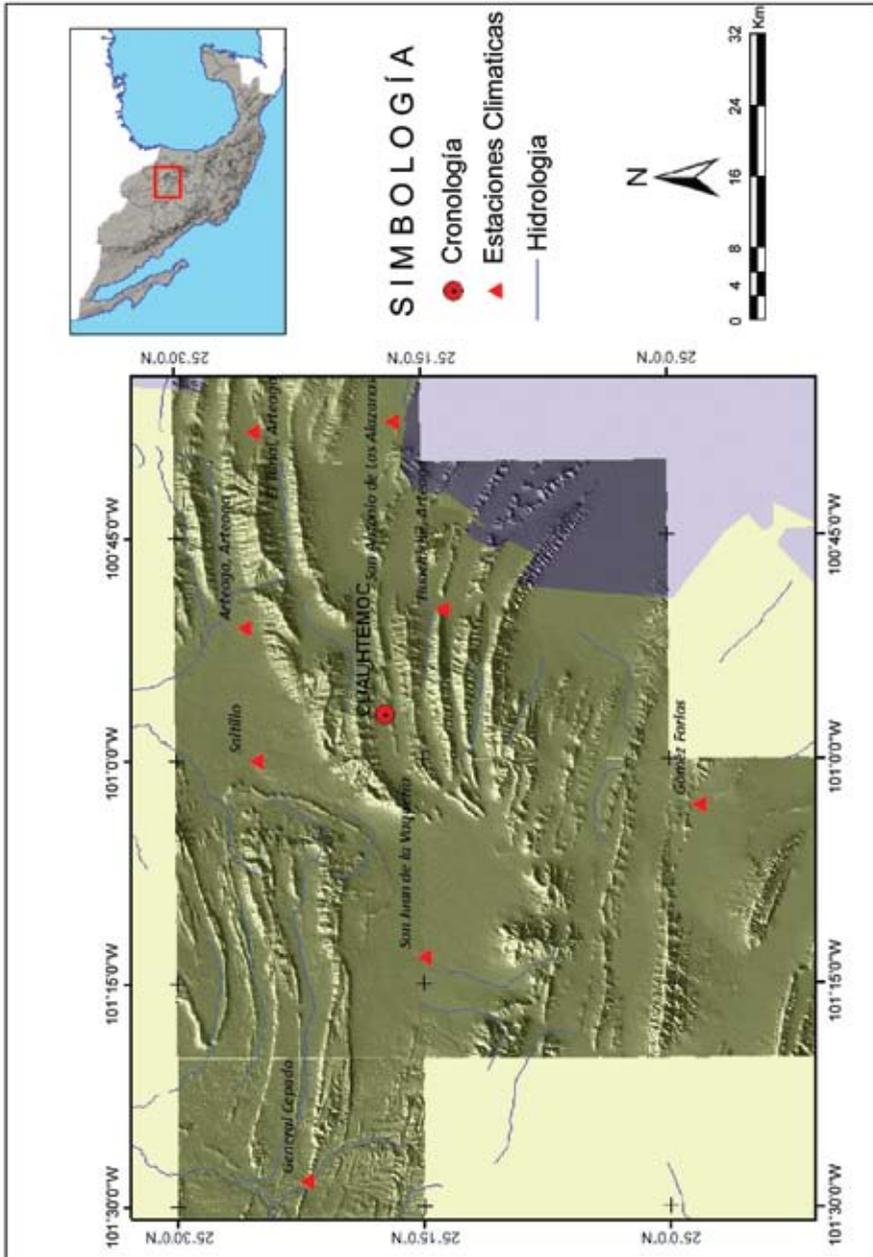


Figura 3. Ubicación del área de estudio y estaciones meteorológicas empleadas en el estudio.

Los valores de precipitación obtenidos se compararon con el Índice de Lluvia Tropical (TRI, por sus siglas en inglés), parámetro que es considerado como más representativo de la variabilidad de ENSO en la región tropical (Wright, 1979). La reconstrucción también se contrastó con el Índice de Lluvia para Todo México (Englehart y Douglas, 2000), con el fin de analizar la existencia de alguna relación entre ambas variables, es decir, determinar la posible concordancia entre la cantidad de lluvia para la SZA y el agua promedio mensual que se precipita en todo el país. Finalmente, se determinó si existía alguna recurrencia en la regularidad de eventos de baja frecuencia, en especial para las sequías que son más comunes en el noreste de México.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De la población inicial de árboles muestreados (400), se seleccionaron 38 en los cuales se fecharon 67 radios o incrementos (el resto fue descartado debido a problemas en crecimiento) y con el programa COFECHA se verificó dicha calidad. La correlación fue de 0.72, lo que significa que un importante porcentaje de los árboles involucrados en este análisis poseen una señal climática común y el “cofechado” o “dateo” cruzado fue adecuado para fines de reconstrucción paleoclimática. El programa ARSTAN produjo un valor de sensibilidad climática de 0.31, que se clasifica como alto; un valor señal - ruido de 22.94, que implica una gran capacidad de la especie para captar la variabilidad climática y una desviación estándar de 0.3, indicativo de una gran variación interanual entre anillos de crecimiento, así como un valor de autocorrelación de primer orden de 0.26, considerado aceptable para reconstrucción climática (Fritts, 1976) (Cuadro 1).

Para fines comparativos de respuesta climática de *Pinus cembroides*, los valores estadísticos procedentes del programa ARSTAN se analizaron contra aquellos procedentes de una red de cronologías de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco en Sierra de Arteaga, Coahuila, sitio muy cercano a la SZA (Cerano, 2004; Villanueva *et al.*, 2007).

Los valores de los parámetros de la cronología de *P. cembroides* fueron similares en términos de correlación entre series, pero superiores en sensibilidad media y desviación estándar a los parámetros estadísticos de las cronologías de *Pseudotsuga menziesii*. Los de autocorrelación de primer orden, que deben ser bajos, fueron mejores para *P. cembroides* y la relación señal - ruido no mostró un comportamiento regular. La información anterior confirma el alto potencial de este pino piñonero para el desarrollo de estudios paleoclimáticos.

El período de precipitación estacional, al que responde el crecimiento del pino piñonero en la región es invierno - primavera (enero a julio), lo que sugiere que

Cuadro 1. Parámetros estadísticos para las cronologías de *Pinus cembroides* y *Pseudotsuga menziesii*, desarrolladas para las Sierras de Zapalinamé y de Arteaga, Coahuila.

Parámetros	<i>Pinus cembroides</i>		<i>Pseudotsuga menziesii</i>			
	Cauhtémoc	La Viga	El Coahuilón	Los Pilares	El Morro	El Tarillal
Correlación entre series ¹	0.72	0.73	0.83	0.75	0.75	0.75
Sensibilidad media ²	0.3090	0.2840	0.2891	0.2770	0.1992	0.4744
Desviación estándar ³	0.3009	0.3405	0.3194	0.2699	0.2483	0.4497
Autocorrelación de primer orden ⁴	0.2646	0.592	0.3211	0.1863	0.4312	0.016
Relación señal-ruido ⁵	22.937	34.19	51.67	11.93	14.73	23.87

¹Grado de asociación o similitud entre dos series de crecimiento; ²Capacidad de una especie para mostrar variaciones en crecimiento de un año al siguiente como función del clima; ³Medida de la variación de los datos alrededor de la media; ⁴Tendencia de un árbol a producir crecimientos similares de un año al siguiente, aunque esta persistencia decrece con el tiempo; ⁵Relación señal - ruido es una expresión de la fuerza de la señal común observada entre árboles del rodal.

la especie depende de la precipitación ocurrida en la época fría del año. Esta lluvia, se caracteriza por su baja intensidad, favoreciendo así una infiltración alta y que aunado a una baja evapotranspiración, produce un balance positivo en términos de agua almacenada en el perfil del suelo (Meko *et al.*, 1996) (Figura 4).

En el área de estudio, las lluvias torrenciales superan la tasa de infiltración y por ende, gran parte de la precipitación escurre como flujo superficial, volumen que no se almacena en el perfil del suelo y que tampoco es utilizado para el crecimiento de la especie (Fritts, 1976).

En esta región, la precipitación del período invierno - primavera (enero - julio) constituye 51% del total anual. Una respuesta de las coníferas a la precipitación invierno - primavera como es el caso de *Pseudotsuga menziesii*, se ha descrito con anterioridad para la Sierra de Arteaga y otras partes del norte de México y suroeste de los Estados Unidos de América, donde el crecimiento de algunas especies de pinos, particularmente la formación de madera temprana, está asociada con la precipitación acumulada del período que se extiende de noviembre del año previo hasta junio o julio del año actual de crecimiento (Díaz *et al.*, 2002; Villanueva y McPherson, 1999; Pohl *et al.*, 2003; Cleaveland *et al.*, 2003; Cerano, 2004; Villanueva *et al.*, 2006; Villanueva *et al.*, 2007; Santillán, 2008); mientras que la precipitación de verano determina el comportamiento en grosor de la madera tardía (Stahle, 1996).

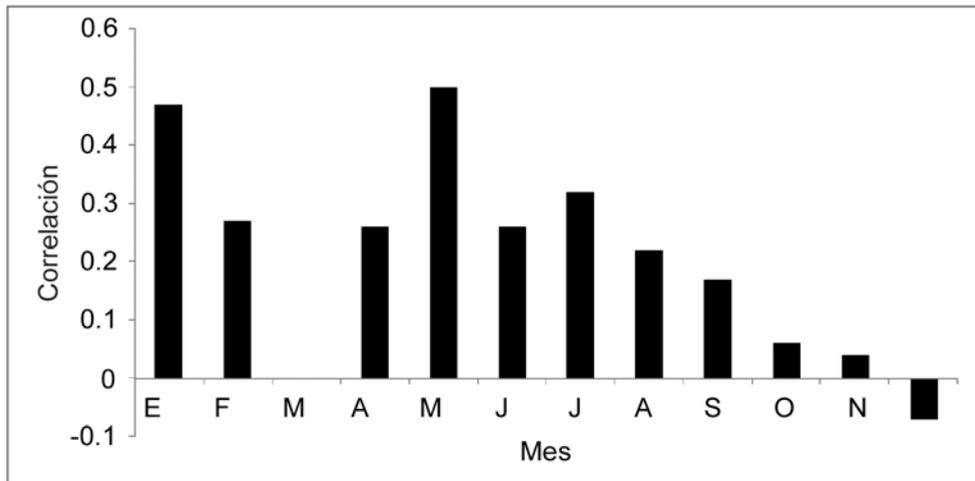


Figura 4. Correlación entre el índice de ancho de anillo de *Pinus cembroides* y la precipitación acumulada mensual del período común 1941 a 2001 para el sureste de Coahuila.

Al asociar los índices de anillo total con los datos de precipitación total acumulada enero - julio, período 1977 a 2000, se encontró una correlación significativa entre las dos variables ($r = 0.90$, $p < 0.0000$) (Figura 5, cuadros 2 y 3).

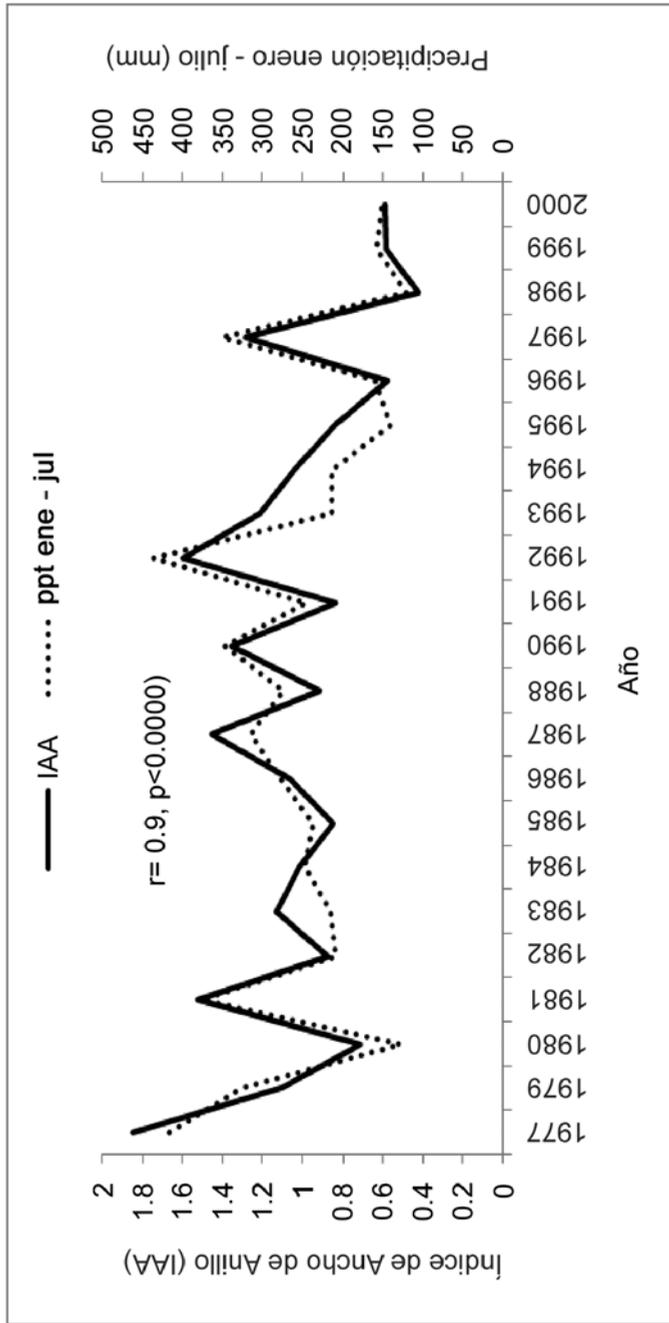


Figura 5. Calibración entre el Índice de ancho de anillo y la precipitación total acumulada de los meses enero-julio ($r = 0.9$) para el periodo de datos instrumentales 1977 al 2000.

Cuadro 2. Modelo de regresión para la variable dependiente (precipitación estacional invierno - primavera).

Periodo	R ²	Coeficientes		Error estándar	Prueba de "t" (20)	Probabilidad
1977-2000	0.8162	a	12.76	26.91	0.474	0.6404
		b	230.77	24.48	9.420	0.00000

Cuadro 3. Análisis de varianza para el modelo de reconstrucción estacional de precipitación.

Variables	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Prueba de "F"	Probabilidad
Regresión	151374.9	1	151374.9	88.84	0.0001
Residual	34077.4	20	1703.9		
Total	185452.3				

Las pruebas de calibración fueron significativas ($p < 0.05$), lo que sugiere, que el modelo de regresión obtenido para el período 1977- 2000 es estadísticamente válido, para desarrollar una estimación histórica de la precipitación estacional invierno - primavera, en la parte sureste del estado de Coahuila (Cuadro 4).

Cuadro 4. Pruebas estadísticas del proceso de calibración para el período de 1977-2000 (subrutina VERIFY).

Calibración	
Correlación ($p = 0.957$)	0.7577 *
Reducción del error	0.2764 *
T-valor	3.769 *
Prueba de signos	4/7 *
Primera diferencia	5/7 *

El modelo de regresión lineal simple con fines de reconstrucción fue el siguiente:

$$Y_t = 12.76 + 230.78 * X_t$$

Donde:

Y_t = Valor reconstruido de precipitación estacional para un año determinado
 X_t = Índice de ancho de anillo (valor anual de la cronología estándar)

La correlación obtenida entre los datos de precipitación observados y reconstruidos indicaron un valor de 0.76 ($p < 0.001$), estadísticamente válido con fines de reconstrucción (Figura 6).

Al determinar que el modelo era confiable se procedió a generar la reconstrucción, en la extensión total de la cronología (1595 – 2004) (Figura 7).

Para analizar el efecto de ENSO se utilizó como estimativo el TRI del período 1895 - 1996. La correlación es derivada de la comparación entre la precipitación reconstruida y el TRI para subperíodos de 20 años, indicó que sólo el lapso más reciente (1975 – 1996) fue significativo ($p < 0.05$) (Figura 8).

Los resultados muestran que el fenómeno ENSO afecta con menor intensidad el noreste, en comparación con la región norte de México (Stahle *et al.*, 1998; Magaña, 1999; Villanueva *et al.*, 2005, 2007), por lo que es probable, que otros fenómenos circulatorios, tengan una mayor influencia en definir las condiciones climáticas de precipitación dominantes para la época invierno - primavera en el sureste de Coahuila.

La comparación entre el Índice de Lluvia para Todo México (Englehart y Douglas, 2000) y la precipitación reconstruida del período 1941 a 1998 mostró una correlación de 0.52 ($p < 0.05$), lo que implica un comportamiento similar de la precipitación para gran parte de la República Mexicana. El análisis de la tendencia en la precipitación reconstruida para subperíodos de 50 años determinó sequías recurrentes en las décadas de 1750 a 1760, 1850 a 1860 y 1950 a 1960; condiciones de precipitación limitante que provocaron crisis agrícolas generalizadas y carestía de alimentos (Florescano, 1980). Períodos secos, intensos y de corta duración tuvieron lugar en los años de 1641 a 1646, 1662 a 1670, 1687 a 1694, 1730 a 1743, 1784 a 1794 y 1891 a 1896 y temporadas secas de mayor duración se presentaron en los años de 1595 a 1618, 1917 a 1934, 1945 a 1962 y de 1993 a 2004 (Cuadro 5).

En la precipitación reconstruida también se detectaron intervalos húmedos (1620 a 1639, 1647 a 1661, 1672 a 1685, 1766 a 1780, 1900 a 1916, 1966 a 1994); no obstante, la información documentada existente para describir el impacto en la

sociedad de dichos eventos es mínima, ya que la mayor atención prestada se ha centrado históricamente en el daño que produce la falta de agua, en esta región de por sí semiárida (Florescano, 1980). El período lluvioso de 1966 a 1994 es uno de los más extensos y se consigna también para Chihuahua (Díaz *et al.*, 2002); mientras que el de los años de 1649 a 1661, ocurrió simultáneamente en el noroeste, que abarca parte de Chihuahua y Sinaloa (Villanueva *et al.*, 2008; Villanueva *et al.*, 2009).

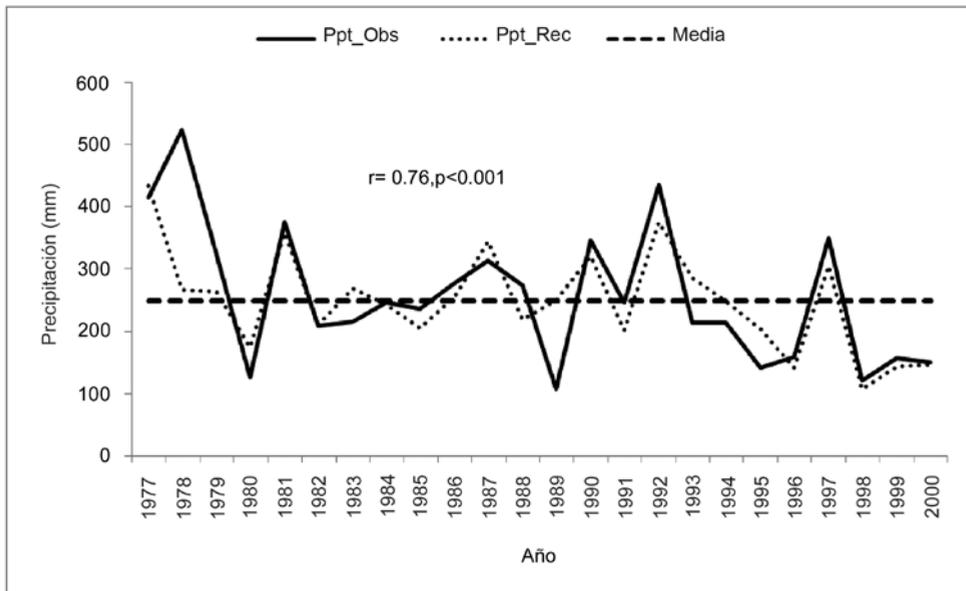


Figura 6. Relación entre datos de precipitación estacional observados y reconstruidos.

De los intervalos de tiempo secos, el período de 1784 a 1794, que incluye “El año del hambre”, registrado entre 1785 y 1786, estuvo acompañado por heladas severas y ocasionó carencia de granos básicos, epidemias en humanos y animales (García *et al.*, 2003; Florescano, 1980). Para la región de Saltillo, reconstrucciones de lluvia indican sequías severas en los mismos años, lo que evidencia la hipótesis de un fenómeno climático generalizado de impacto nacional (Pohl *et al.*, 2003; Cerano, 2004, Therrell *et al.*, 2006).

Otras sequías críticas de efectos similares a la anterior se presentaron de 1807 a 1812, 1819 a 1832, 1850 a 1857, 1860 a 1884, 1875 a 1910 (García *et al.*, 2003; Florescano, 1980). Por su trascendencia en el país y el efecto social y

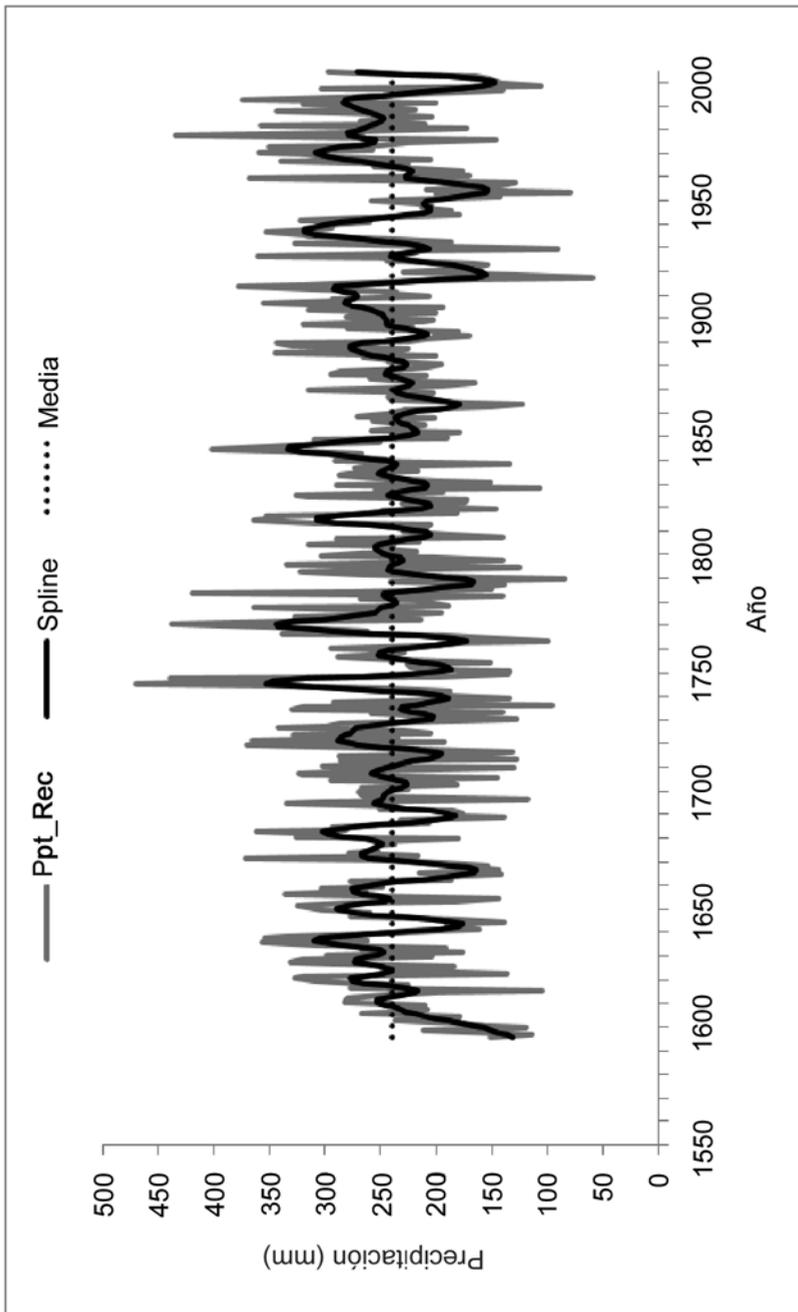


Figura 7. Reconstrucción de la precipitación estacional invierno - primavera (enero - julio) para el sureste de Coahuila, período 1595 - 2004.

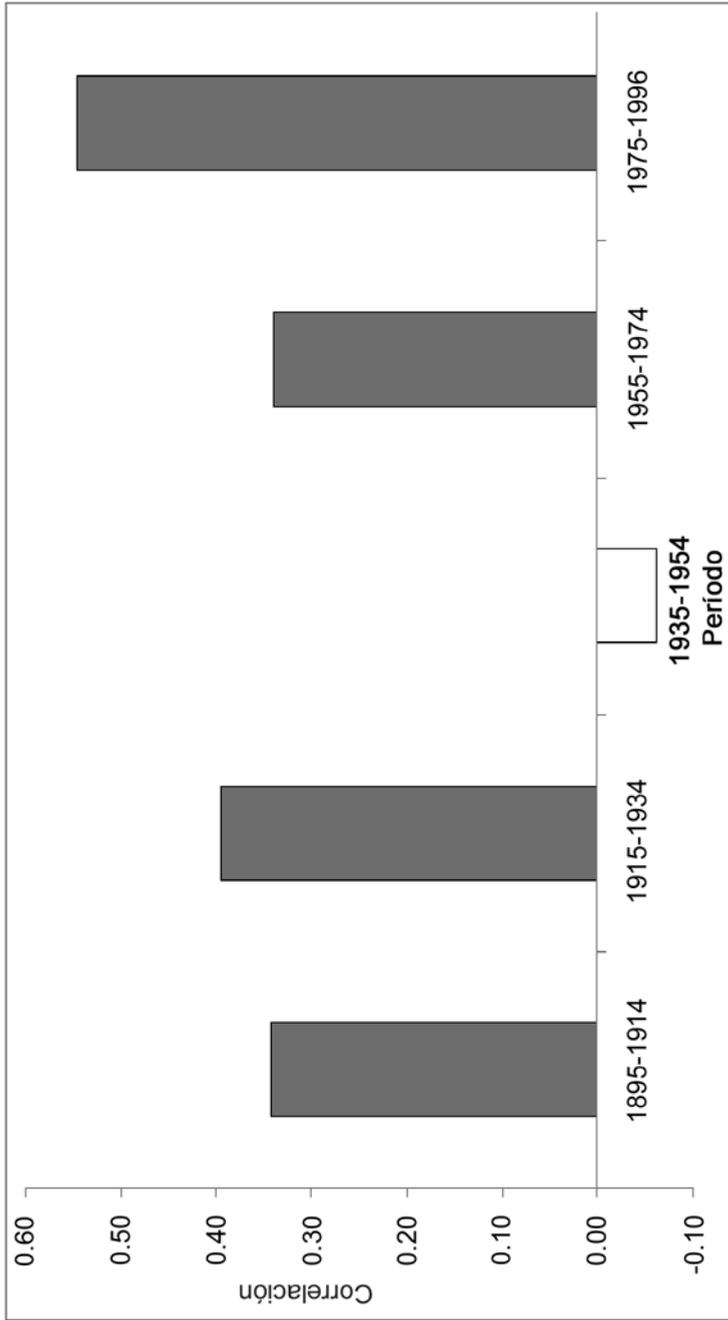


Figura 8. Correlación en subperíodos de 20 años entre la precipitación reconstruida y el TRI. Período 1895 a 1996.

económico, el período seco que tuvo lugar de 1945 a 1965 es considerado como el más crítico del siglo XX, ya que provocó hambruna generalizada y olas de emigración del campo a la ciudad, así como hacia los Estados Unidos de América (García *et al.*, 2003; Florescano, 1980; Sánchez *et al.*, 2008); el fenómeno por su intensidad y extensión se ha reportado en gran parte de la República Mexicana (Díaz *et al.*, 2001; 2002; Therrell *et al.*, 2002; Cleaveland *et al.*, 2003; Pohl *et al.*, 2003; Cerano, 2004; Therrell *et al.*, 2006; Villanueva *et al.*, 2009) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Datos históricos de sequías y sus consecuencias para el estado de Coahuila.

Períodos secos	Documentos históricos de impacto de sequías	
	Efectos sociales y económicos a nivel nacional	Años con sequía e impacto en Coahuila
1595-1618	Sequía	No existe información histórica documentada de su impacto social o económico
1641-1646	Sequía, falta de grano	Impacto en la producción de granos básicos
1662-1670	Sequía, falta de grano	Impacto en la producción de granos básicos, muerte de ganado
1687-1694	Crisis agrícola	1691- 1695, crisis agrícola
1702-1706; 1713-1716.	Sequías; carestía y falta de maíz	Falta de granos básicos
1730-1743	Falta de grano, hambruna, epidemias	1733, falta de maíz
1750-1756; 1759-1764	Falta de grano y epidemias	Monclova con escasez de grano en los años 1750, 1760, 1763 y 1764
1784-1794	Falta de maíz; epidemias en humanos y epizootias	Saltillo y Monclova registran sequía en años 1784,1785, 1786, 1787, 1789,1790 y 1793

continúa Cuadro 5...

Períodos secos	Documentos históricos de impacto de sequías	
	Efectos sociales y económicos a nivel nacional	Años con sequía e impacto en Coahuila
1807-1812; 1819-1832	Crisis agrícolas	Prolongada sequía, período 1805-1810
1850-1857; 1860-1884	Falta de grano; mortandad en humanos y animales	Sequías en los años 1850, 1851, 1853, 1862, 1863, 1880, 1882 y 1884
1891-1896	Carestía y muerte.	Sequía de 1894 a 1896
1917-1934	Falto de grano, incendios forestales extensos	Sequías en los años 1921, 1922, 1923, 1924, 1925 y 1927
1945-1962	Carestía de grano, muerte de ganado	Sequía intensa en 1948, 1954, 1951, 1953, 1956, 1957 y de 1960 a 1964.
1993-2004	Sequía, incendios forestales	El período de 1993 a 1998 se caracterizó por una intensa sequía e incendios severos

CONCLUSIONES

Pinus cembroides mostró excelente potencial para estudios dendrocronológicos y su sensibilidad climática superó a la especie de referencia *Pseudotsuga menziesii*, con la ventaja adicional de ubicarse próximo a sitios cercanos a estaciones meteorológicas existentes. El crecimiento del pino piñonero respondió a la precipitación estacional invierno - primavera (enero - julio), lo que implica que patrones de circulación que afectan el clima en este período del año, tienen una fuerte influencia en su desarrollo.

La reconstrucción detectó eventos de baja frecuencia, como sequías periódicas cada 50 años, en las cuales se ubican las crisis agrícolas documentadas en todo el país, o bien sequías de gran magnitud e intensidad identificadas en reconstrucciones dendroclimáticas reportadas para el centro y norte de México, así como el sureste de los Estados Unidos de América. Estuvieron presentes sequías críticas que provocaron gran impacto social y económico en la región, como fueron

las de los períodos 1784-1794, 1807-1812, 1819-1832, 1850-1857, 1860-1884, 1891-1896 y 1945-1965. Así mismo, se presentaron periodos húmedos de 1620 a 1639, 1647 a 1641, 1672 a 1685, 1766 a 1780, 1900 a 1916 y de 1966 a 1994.

Al asociar la precipitación reconstruida con el Índice de Precipitación Tropical para Todo México, se obtuvo una correlación de 0.52 ($p < 0.05$). Por otra parte, la precipitación reconstruida con el TRI en subperíodos de 20 años, indicó alta variabilidad del impacto de El Niño y sólo el último subperíodo fue significativo; lo que implica que la influencia de dicho fenómeno en la precipitación del noreste de México ha sido variable y aparentemente, no afecta de manera significativa en la cantidad de precipitación que caracteriza a dicha región y solamente aquellos eventos de alta intensidad tienen impacto en la misma, por lo que posiblemente otros fenómenos atmosféricos como tormentas tropicales, huracanes y frentes fríos tengan una mayor relevancia en el clima del noreste de México.

AGRADECIMIENTOS

La investigación aquí descrita fue posible gracias al financiamiento otorgado por el Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Climático (IAI), a través del proyecto CRN # 2047 Documentación, Entendimiento y Proyección de los Cambios en el Ciclo Hidrológico en la Cordillera Americana, a su vez financiado por el US/Nacional Science Foundation (Grant GEO-0452325).

REFERENCIAS

- Cerano P., J. 2004. Reconstrucción de 350 años la precipitación invierno-primavera para Saltillo, Coahuila. Tesis profesional. Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah. México. 152 p.
- Cleaveland, M. K., D. W. Stahle, M. D. Therrell, J. Villanueva D. and B. T. Burns. 2003. Tree-ring reconstructed winter precipitation and tropical teleconnections in Durango, Mexico. *Climatic Change* 59: 369 - 388.
- Cook, E. R. and K. Peters. 1981. The smoothing spline: a new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies. *Tree-ring Bulletin* 47: 37 - 59.
- Cook, E. R. and R. H. Holmes. 1984. Program ARSTAN and users manual Laboratory of Tree-Ring Research. University of Arizona. Tucson, AZ. USA. 15 p.
- Cook, E. R. 1985. A time series analysis approach to tree ring Standardization. PhD. Dissertation. School of Renewable Natural Resources, University of Arizona. Tucson, AZ. USA. 171 p.

- De la Cruz L., J. 1984. Estudio dasonómico del bosque de coníferas de la Sierra de Zapalinamé. Tesis Profesional. Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coah. México. 117 p.
- Díaz S., C., R. Touchan and T. W. Swetnam. 2001. A tree - ring reconstruction of past precipitation for Baja California Sur, Mexico. *International Journal of Climatology* 21: 1007 - 1019.
- Díaz S., C., M. T. Therrell, D. W. Stahle and M. K. Cleaveland. 2002. Chihuahua winter - spring precipitation reconstructed from tree - rings. *Climate Research* 22: 237 - 244.
- Eguiluz P., T. 1978. Ensayo de la integración de los conocimientos sobre el género *Pinus* en México. Tesis Profesional. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Edo. de Méx. México. 633 p.
- Englehart, P. J. and A. V. Douglas. 2000. Dissecting the macro-scale variations in Mexican maize yields. *Geographical and Environmental Modelling* 4: 65 - 81.
- Farjon, A., J. A. Pérez de la R. and B. T. Styles. 1997. A field guide to the pines of Mexico and Central America. The Royal Botanic Gardens. Kew Publishing House. London, UK. 147 p.
- Florescano E., M. 1980. Análisis histórico de las sequías en México. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México, D. F. México. 158 p.
- Fritts, H. C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press, Inc. New York, NY. USA. 565 p.
- García, E. 1978. Apuntes de climatología. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 153 p.
- García, V., J. M. Pérez y A. Molina. 2003. Desastres agrícolas en México, catálogo histórico. Tomo I. Fondo de Cultura Económica. México, D. F. México. 506 p.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 2000. Extractor Rápido de Información Climática (ERIC II). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Mor. México. s/p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1983. Síntesis Geográfica del Estado de Coahuila. Secretaría de Programación y Presupuesto. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. D. F. México. 163 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2000a. Carta Topográfica Arteaga. G14 C34. Escala 1: 50, 000. México, D. F. México. s/p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2000b. Carta Topográfica. General Cepeda G14 C33. Escala 1:50.000. México, D. F. México. s/p.

- Madrigal S., X. 1977. Características generales de la vegetación del Estado de Durango, México. *Revista Ciencia Forestal* 2(57): 19 - 77.
- Magaña R., V., J. L. Pérez, J. L. Vázquez, E. Carrizosa y J. Pérez. 1999. El Niño y el Clima. *In*: V. Magaña Rueda (Ed.). Los impactos de El Niño en México. SEP-CONACYT. México, D. F. México. pp. 23 - 68.
- Martínez, M. 1948. Los pinos mexicanos. 2da. edición. Editorial Botas, S. A. México, D. F. México. 361 p.
- Marroquín S., J. y L. Arce. 1985. Las unidades fisonómico - florísticas del Cañón de San Lorenzo, Saltillo, Coahuila. *Biota* 10 (4): 369 - 393.
- Meko, D. C., W. Stockton and W. R. Boggess. 1996. The tree-ring record of severe sustained drought. *Water Resources* 31: 789 - 801.
- Perry, J. P. 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Inc. Portland, OR. USA. 231 p.
- Pohl, K., M. D. Therrell, J. S. Blay, N. Ayotte, J. J. Cabrera, S. C. Díaz, E. H. Cornejo, J. A. Elvir, M. E. González, D. Opland, J. Park, G. Pederson S. S. Bernal, L. S. Vázquez, J. Villanueva-Díaz and D. W. Stahle. 2003. A cool season precipitation reconstruction for Saltillo, Mexico. *Tree-ring Research*. 59(1): 11 – 19.
- Portes V., L. 1996. Análisis de cambios de uso de suelo en la Sierra de Zapalinamé, Municipios de Arteaga y Saltillo, Coahuila. Tesis Profesional. Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coahuila. México. 106 p.
- Robert, M. F. 1977. Notas sobre el estudio ecológico y fitogeográfico de los bosques de *Pinus cembroides* Zucc. en México. *Revista Ciencia Forestal* 2(10): 49 – 58.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. LIMUSA. México, D. F. México. 432 p.
- Sánchez-Cohen I., W. Ojeda-Bustamante, G. Chebhouni, I. Orona-Castillo, J. Villanueva-Díaz, J. L. González-Barrios y G. González-Cervantes. 2008. Variabilidad climática en México: algunos impactos hidrológicos, sociales y económicos. *Ingeniería Hidráulica en México XXIII* (4): 5-24.
- Santillán H., M. 2008. Dendrocronología de diez poblaciones de *Pinus pinceana* Gordon de la Sierra Madre Oriental. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento Forestal. Buenavista, Saltillo, Coah. México. 120 p.
- Stahle, D. W., 1996. Tree rings and ancient forest relicts. *Arnoldia* 56 (4): 2 – 10.
- Stahle, D. W., P. D'Arrigo, J. Krusic, M. K. Cleaveland, E. R. Cook, R. J. Allan, J. E. Cole, R. B. Dunbar, M. D. Therrell, D. A. Gay, M. D. Moore, M. A. Stokes, B. T. Burns, J. Villanueva-Diaz and L. G. Thompson. 1998. Experimental dendroclimatic reconstruction of the Southern Oscillation. *Bulletin of the American Meteorological Society* 79(10): 2137 – 2152.

- Stokes M., A. and T. L. Smiley. 1968. An introduction to tree-ring dating. University of Chicago Press. Chicago, IL. USA. 73 p.
- Therrell, M. D., D. W. Stahle, M. K. Cleaveland and J. Villanueva. 2002. Warm season tree growth and precipitation over Mexico. *Journal of Geophysical Research* 107(D14): 6-1 – 6-8.
- Therrell, M. D., D. W. Stahle, J. Villanueva, E. H. Cornejo and M. K. Cleaveland. 2006. Tree-ring reconstructed maize yield in central Mexico 1474-2001. *Climatic Change* 74: 493 - 504.
- Villanueva D., J. y G. R. McPherson. 1999. Estudios dendroclimáticos en montañas del sureste de Estados Unidos de América y norte de México. *Rev. Cien. For. en Méx.* 4(86): 37 - 62.
- Villanueva D., J., J. Cerano P., D. W. Stahle, M. D. Therrell, M. K. Cleaveland y B. H. Luckman. 2005. Capítulo I: Estudios paleoclimáticos en México utilizando anillos de crecimiento de especies arbóreas. *In: Contribución al Estudio de de los Servicios Ambientales. Libro Técnico Núm. 1 CIR- Pacífico Centro, INIFAP. Guadalajara, Jal. México.* pp. 7 - 32.
- Villanueva D., J., J. Cerano P, D. W. Stahle and B. H. Luckman. 2006. Reconstrucciones históricas de precipitación estacional en el noreste de México. INIFAP, CENID-RASPA. Gómez Palacio, Dgo. México. 44 p.
- Villanueva D., J., D. W. Stahle, B. H. Luckman, J. Cerano-Paredes, M. D. Therrell and M. K. Cleaveland. 2007. Winter-spring precipitation reconstruction from tree rings for northeast Mexico. *Climate Change* 83: 117 - 131.
- Villanueva D., J., J. Cerano P., D. W. Stahle, J. Estrada A. y V. Constante G. 2008. Potencial dendrocronológico de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco y reconstrucción de precipitación y flujo en México. Folleto Científico No. 23. INIFAP, CENID RASPA. Gómez Palacio, Dgo. México. 49 p.
- Villanueva D., J., P. Z. Fulé, J. Cerano P., J. Estrada A. e I. Sánchez C. 2009. Reconstrucción de la precipitación estacional para el barlovento de la Sierra Madre Occidental. *Rev. Cien. For. en Méx.* 34 (105): 37 - 69.
- Wright, P. B. 1979. Persistence of rainfall anomalies in the Central Pacific. *Nature* 277: 371 - 374.

SEEDS STORED IN THE FOREST FLOOR IN A NATURAL STAND OF *Pinus montezumae* Lamb.

Fernando Carrillo-Anzures¹, Gil Vera-Castillo²,
Octavio Salvador Magaña-Torres¹, Jim M. Guldin³
and Raymond P. Guries⁴

ABSTRACT

Seed banks have been studied to a greater extent in agriculture than in forestry due to long-standing concerns about the threat to agricultural crops posed by weed species. However, in forest areas seed banks have an important influence on plant succession since the vegetation that colonizes a space after a major disturbance will arise at least partly from them. Knowledge about this condition can help land managers to prescribe site treatments that produce desired vegetation from the perspectives of wildlife habitat, reduced plant competition with crop tree species, and related management concerns. The variability of the soil seed bank of a *Pinus montezumae* forest was assessed using seedling-emergence method for soil samples. The number of species and seedling abundance were evaluated by sampling four plots in a natural regeneration area. A total of 43 species were recorded in the seed bank (2 trees, 17 shrubs, 1 grass and 23 herbs). Viable seeds of most species were contained in similar abundance in the humus and mineral soil layers. Dominant species in the stand (*P. montezumae*) and codominant species (*P. ayacahuite*, *Abies religiosa*, and *Alnus firmifolia*) were poorly represented in the soil seed bank which was dominated by seeds of an array of annual and perennial herbs. Regeneration of commercial species under any silvicultural method must come from current seed production, or seed produced off site, but not from the soil seed bank.

Key words: *Abies religiosa*, *Alnus firmifolia*, natural regeneration, *Pinus montezumae* Lamb., seedling, soil seed bank.

Reception date: November 13th, 2007.

Acceptance date: August 18th, 2009.

¹ Campo Experimental Valle de México, C.I.R. Centro, INIFAP. Correo-e: magana.octavio@inifap.gob.mx

² Universidad Autónoma Chapingo.

³ USDA FS Southern Research Station.

⁴ University of Wisconsin-Madison.

RESUMEN

Los bancos de semillas han sido estudiados más en la agricultura que en el área forestal debido a la preocupación sobre el peligro de que los cultivos sean dominados por malas hierbas. Tienen una gran influencia en la sucesión vegetal que coloniza un área después de un disturbio. El conocimiento sobre bancos de semillas en el suelo puede ayudar a prescribir los tratamientos que propicien condiciones de vegetación deseadas desde la perspectiva de hábitat de fauna silvestre, reducción de competencia con especies de importancia y otros problemas relacionados con el manejo forestal. La variación del banco de semillas en el suelo de un bosque de *Pinus montezumae* fue evaluado por medio del método de emergencia en muestras de suelo; se determinó la abundancia y el número de taxa mediante el muestreo en cuatro parcelas en un área de regeneración natural. Los resultados indican 43 especies (dos de árboles, 17 de arbustos, una de pasto y 23 de hierbas). La abundancia de semillas viables fue similar para la mayoría de ellas en la capa de humus y suelo mineral; en tanto que las dominantes del rodal (*P. montezumae*) y codominantes (*P. ayacahuite*, *Abies religiosa* y *Alnus firmifolia*), no estuvieron presentes en el banco, en el cual dominaron herbáceas anuales y perennes. La regeneración de las especies comerciales para este tipo de bosque, bajo cualquier método silvícola, debe provenir de semilla producida en el año *in situ* o de áreas aledañas, pero no del banco de semillas.

Palabras clave: *Abies religiosa*, *Alnus firmifolia*, regeneración natural, *Pinus montezumae* Lamb., plántula, banco de semillas en el suelo.

INTRODUCTION

The soil seed bank is defined as all viable seed present under and on the surface of the soil (Simpson *et al.*, 1989). Seed banks have been studied to a greater extent in agriculture than in forest lands due to long-standing concerns about the threat to agricultural crops posed by weed species. However, seed banks in forests areas have a great influence on plant succession as the vegetation that colonizes an area following a major disturbance will arise at least partly from them. Some plant species emerging in disturbed forest areas are not found in the mature forest, suggesting an origin from migrant or buried seeds (Strickler and Edgerton, 1976). In fact, some studies suggest that germination of the seed bank is the most important process in contributing to the initial composition of plant communities following a disturbance in forested areas (McGee and Feller, 1993).

Unfortunately, long-term storage of seeds in the forest floor is more characteristic of less desirable pioneer trees, annual plants, and shrubs than of commercial tree species. Many of these species have seeds with hard, nearly impermeable coats that allow the embryos to survive for the many decades that may

elapse between major fires or similar disturbances. Examples of such species include representatives from the genera *Rubus*, *Ribes* and *Ceanothus* as well as the short-lived pin cherry (*Prunus pensylvanica* L.f.) (Marks, 1974).

Seeds of a few forest species may remain viable in the humus layers beneath uncut stands for periods longer than one year. One example is Atlantic white-cedar (*Chamaecyparis thyoides* (L.) Britton, Stern & Poggenb.), whose seeds are stored in large quantities in the poorly aerated peats in which this species grows (Little, 1950). Another example is yellow-poplar (*Liriodendron tulipifera* L.) (Clark and Boyce, 1964) which seems to require high temperatures or exposure to light to germinate. The seeds of various ash species (*Fraxinus* spp.) also remain stored in the forest floor for one or two years because it takes them that long after dispersal to mature. With such species it is often possible to expect a seemingly miraculous regeneration after harvesting the entire seed source (Smith, 1986).

Seeds buried in the soil may be exposed to conditions suitable for germination following logging or other site disturbances. To determine species composition of the stand following such a change, it must be considered that composition, depth distribution and density of seeds buried in the litter and soil, all interact with the environmental factors, especially light and temperature. Pre-disturbance and post-disturbance stand composition may differ dramatically. Such differences emphasize the importance of buried viable seeds and seed dispersal from adjacent stands in the successional dynamics on the disturbed site. To understand the contribution of seed propagules to forest stand dynamics, it is important to know the composition and spatial distribution of seed banks and their responses to environmental conditions (Pratt *et al.*, 1984).

Two contrasting techniques are used to estimate soil seed bank composition (Simpson *et al.*, 1989; Brown, 1992). In the first one, physical extraction of the seeds from the soil by a combination of sieving, flotation, or air flow separation, is followed by manual identification of species using seed characteristics. However, this gives no information about viability, which, subsequently, must be established through the tetrazolium or germination tests. It also requires a 'library' of seeds of known identity in order to compare those removed from soil samples. This method probably over-estimates the soil seed bank, as it detects many unviable seeds.

In contrast, seedling emergence techniques provide an estimate of viable seeds in the soil based on germination of seeds maintained under conditions favorable for germination. These requirements are seldom completely met, as germination patterns are very sensitive to fluctuating temperatures, oxygen availability, soil texture and other factors. Thus, these techniques probably under-estimate viable buried seed abundances. Despite this limitation, for community level studies, especially where the potential number of species is high, it is a useful measure

because direct counting is extremely tedious and time-consuming, and also requires that the viability be tested.

A combination of seedling emergence and direct counting methods provides a more precise estimate of the seed bank size than either technique alone (Conn *et al.*, 1984), but this is only practical for small samples and where a seed 'library' exists.

In the coniferous forest, the severity of the environment and disturbance events determine plant regeneration strategies (Archibold, 1989). Knowledge of forest soil seed banks and their response to changes can help to understand plant succession. It will also help land managers prescribe site treatments that produce desired vegetation conditions from the perspectives of wildlife habitat, reduced plant competition with crop tree species, and related management concerns (McGee and Feller, 1993).

The viability of naturally dispersed seeds of spruces (*Picea*) and many pines (*Pinus*) normally extends into the next growing season and rarely into the second growing season (Stein *et al.*, 1974). The well known failure of conifer seeds to persist beyond one year in seed banks has been reported for a variety of forest communities in North America, as seed bank composition studies from The United States and Canada have all documented very short resident times for major conifers (Table 1).

Table 1. Summary of studies on conifer forest soil seed banks in North America.

Region	Species	Seed longevity (years)	Reference
Central Idaho	<i>Abies grandis</i> (Douglas ex D. Don) Lindl.	1	Kramer and Johnson, 1987
	<i>Picea engelmannii</i> Parry	1	
	<i>Pinus contorta</i> Douglas ex Loudon	1	
	<i>Pinus ponderosa</i> Douglas ex C. Lawson	1	

continued on next page...

continued Table 1...

Region	Species	Seed longevity (years)	Reference
California	<i>Pinus lambertiana</i> Douglas <i>Pinus ponderosa</i> <i>Pinus jeffreyi</i> Balf. <i>Abies concolor</i> (Gordon) Lindl. ex Hildebr. <i>Abies magnifica</i> A. Murr.	No seeds of conifers reported in samples collected in September	Quick, 1956
Pacific Northwest	<i>Pinus monticola</i> Douglas ex D. Don	1	Haig, 1932
Washington	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	1	Isaac, 1935
Ontario, Canada	<i>Picea mariana</i> (P.Mill.) B.S.P.	1.3	Fraser, 1976
Alaska	<i>Picea mariana</i>	1.3	Zasada <i>et al.</i> , 1983
Eastern Canada	<i>Pinus banksiana</i> Lamb. <i>Pinus strobus</i> L. <i>Picea mariana</i> <i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.	2 1 2 1	Thomas and Wein, 1985
Maine	<i>Picea rubens</i> Sarg. <i>Picea glauca</i> (Moench) Voss <i>Picea mariana</i> <i>Abies balsamea</i> <i>Pinus strobus</i> <i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carrière	1 1 1 1 1 1	Frank and Safford, 1970
Washington	<i>Pinus ponderosa</i>	1	Pratt <i>et al.</i> , 1984
Species natural distribution	<i>Pinus monticola</i>	3	Haig <i>et al.</i> , 1941; Hofmann, 1917

Mercado and Arriaga (1995) report the soil seed bank composition for a Mexican pine-oak ecosystem (*Pinus lagunae* (Rob.-Pass.) Passini, *Quercus devia* Goldman and *Arbutus peninsularis* Rose & Goldman). Other studies have been developed in lower montane forest (transition zone between nearctic and neotropical floristic regions) of Mexico (Williams-Linera, 1993). Many studies on soil seed banks exist for tropical regions in Mexico (Guevara and Gómez-Pompa, 1972; Castro-Acuña and Guevara-Sada, 1976; Álvarez-Buylla and Martínez-Ramos, 1990; Vázquez-Yánes and Orozco-Segovia, 1990; Rico-Gray and García-Franco, 1992; Quintana-Ascencio *et al.*, 1996; Vázquez-Yánes *et al.*, 1996).

Flores and Pérez (1990) sampled the forest floor in stands of *P. montezumae* at San Juan Tetla, Puebla, Mexico, before the seed dispersal season. They found an average of 60 seeds/m² of *P. montezumae* with 0% viable seed, which indicates the short period of time that seeds of this species remain viable.

Several questions about the role of the soil seed bank in stands of this species were identified: What is the abundance and diversity of the soil seed bank? Does one or a few species dominate? Are many species represented? Are species predominantly herbaceous or woody?

In order to provide answers to these questions, the purpose of this study was to characterize the soil seed bank of a *Pinus montezumae* forest. The specific objectives were:

1. To identify species and estimate seedling abundance that can be expected in a regenerating stand from buried seeds using the seedling-emergence method for soil samples from stands of *Pinus montezumae* at San Juan Tetla.
2. To determine the depth distribution of buried seeds within the soil profile beneath *P. montezumae* stands.
3. To assess the degree to which seed bank populations reflect the species composition of current stands.

MATERIALS AND METHODS

San Juan Tetla Experimental Station lied on the east slope of the Iztaccíhuatl volcano (19°10'N, 98°36'W), in the Municipio of Chiautzingo, State of Puebla, Mexico. The station has 15,80 ha approximately and its altitude range goes from 3,000 to 3,600 m; it includes mainly mixed stands of *P. montezumae*, *P. hartwegii* Lindl., *Abies religiosa*, *P. ayacahuite* var. *veitchii* (Roehl) Shaw and various hardwood species (Boyás, 1993).

The average annual precipitation is 1,169 mm, maximum rainfall occurs in summer (June-August), decreases to very low levels in winter (December-February), and remains low until May.

The stands used in this study were located about 1.5 km east of the station headquarters and were dominated by *P. montezumae*, with minor and varying proportions of three other conifers: white pine (*P. ayacahuite* var. *veitchii*), yellow pine (*P. teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham.) and fir (*Abies religiosa*). In addition, several species of hardwoods are present, including alder (*Alnus firmifolia*), willows (*Salix oxylepis* Schn. and *Salix* sp.) and an oak (*Quercus laurina* Humb. et Bonpl.). The understory is dense enough to make it difficult to walk through the stand; it was dominated by small *Alnus* sp., *Quercus* sp., *Salix* sp. and a lush growth of perennial and malodorous *Senecio* sp. and other herbaceous vegetation. The understory is sufficiently dense to make it difficult walking through the stand.

The inventory indicates that this stand averages 156.1 trees/ha with a basal area of 37.61 m²/ha, of which 110.9 trees/ha and 32.75 m²/ha were montezuma pine, which made up 70 per cent of the stems ha⁻¹ and 87 per cent of the basal area ha⁻¹.

Soil samples were collected from four blocks in a natural regeneration study area. Soil and litter samples were collected on July from rectangular plots of 0.16 m², after *P. montezumae* seed dispersion (Acosta and Musálem, 1986). Six systematically distributed samples were taken from each block, and all of them were separated into three layers: litter, organic matter (humus) and mineral soil (horizon A₁). The litter layer at San Juan Tetla can be deep, as much as 40-50 cm at some sites, but none of the samples in this study had this depth (Table 2). A fixed mineral soil depth of 10 cm was also assessed. The samples for each litter, organic matter (humus) and mineral soil depth interval from the 6 plots were kept separate within each block, placed in plastic bags and thoroughly mixed. The six samples were divided into three subsamples (litter, organic matter and mineral soil) from each block (3 soil subsamples x 6 plot/block x 4 blocks = 72 subsamples total). The total surface area sampled was 3.84 m².

The seedling-emergence method was chosen because it has the advantage over physical separation techniques of being less labor intensive, and does not need additional viability tests (Roberts, 1981). As forest soil contains large amounts of organic material, the seedling-emergence method is the only practical method available, and hence it has been used by most researchers (Kjellson, 1992). Finally, no 'library' of seed samples was available for species likely to be contained in the soil seed bank of San Juan Tetla.

Table 2. Mean soil depth (cm) of soil samples at San Juan Tetla.

Soil layers	Block			
	1	2	3	4
Litter	4.17	3.33	6.50	5.25
Organic matter	5.00	5.33	6.83	4.83
Mineral soil	10.00	10.00	10.00	10.00
Total depth	19.17	18.67	23.33	20.08

All soil and litter samples were placed in 50 x 70 cm wooden flats in a greenhouse. Samples were watered as needed. Number and emergence time of seedlings were recorded weekly for a nine months period. Annual seedlings were removed after species identification to eliminate crowding of new emergents and to prevent seed production from mature plants.

Data analysis

Plant identification was based on the checklists made specifically for San Juan Tetla (May-Nah, 1971; Boyás, 1993). and the flora of the Valle de México, according to the similarity of ecosystems (Sánchez, 1979; Rzedowski and Rzedowski, 1985).

Comparisons between soil samples for different blocks (*e.g.* 1 vs 2, 1 vs 3, etc.) were tested in order to find differences in species composition among the four blocks. These similarity was calculated through Sorensen's index of similarity (Jonsson, 1993):

$$Cs = 2j / (a+b)$$

Where:

j = number of species common to both samples and

a = number of species in the sample a

b = number of species in the sample b

The index varies from 0 when both samples have no species in common, to 1 when all species occur in common in both samples.

RESULTS

The relationship between soil depth and species density is summarized for all plants in Table 3. From the soil samples, a total of 1,797 germinants representing 43 species (2 trees, 17 shrubs, 1 grass and 23 herbs) emerged. Sixteen species occurred in all four blocks (9 herbs and 7 shrubs). The estimated total seed densities varied from 307 m⁻² in block 1 to 595 m⁻² in block 4; the highest densities were found in blocks 3 and 4 and the lowest in blocks 1 and 2. The observed differences in density among blocks were caused primarily by the variable distribution of *Senecio cinerarioides* Kunth, with large seed banks of 274 seed m⁻² in plot 4. Only one species of grass (*Brachypodium mexicanum* (Roem. & Schult.) Link) was found in blocks 1 and 2.

Seeds of woody species occurred in low densities. The most abundant tree was *Buddleia cordata* subsp. *cordata* Kunth, which germinated in three of the four blocks. *Dicotyledonous* seedlings were much more numerous than monocotyledons in all blocks. Nine herbs and three shrubs found in this study were not reported in the checklist for San Juan Tetla (May-Nah, 1971; Boyás, 1993). Seeds of canopy and shrub layer dominants (*Pinus montezumae*, *P. ayacahuite* var. *veitchii*, *Salix* sp. and *Alnus firmifolia*) were completely absent in the buried seed bank.

The qualitative difference between humus and mineral soil is high. Almost all species were present in the humus layer, but only 27 of the 43 species were present in the mineral soil. The most abundant species (*Senecio cinerarioides*, *Trifolium repens* and an unidentified Compositae) were most abundant in the mineral soil layer. The second most abundant group of species (*Gnaphalium brachypterum*, *Taraxacum officinale* and *Chenopodium album*) were more abundant in the humus layer.

Table 3. Number of seedlings present by soil layer over all plots at San Juan Tetla.

Species	Soil layer		Total
	Litter	Humus Mineral Soil	
Trees			
<i>Buddleia parviflora</i> Kunth		2	2
<i>Buddleia cordata</i> subsp. <i>cordata</i> Kunth		8	6
Shrubs			
<i>Baccharis conferta</i> Kunth		6	4

continued on next page...

continued Table 3...

Species	Soil layer		Total	
	Litter	Humus Mineral Soil		
<i>Eupatorium glabratum</i> Kunth	27	12	39	
<i>Ageratina pazcuarensis</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	5		5	
<i>Fuchsia thymifolia</i> Kunth	1	1	2	
<i>Gnaphalium americanum</i> P. Mill. (*)	5	2	7	
<i>Gnaphalium brachypterum</i> DC. (*)	1	107	14	122
<i>Gnaphalium</i> sp.	22	6	28	
<i>Penstemon campanulatus</i> (Cav.) Willd.	3	13	16	
<i>Phytolacca octandra</i> L. (*)	3		3	
<i>Ribes ciliatum</i> Humb. & Bonpl. ex Schult.	4		4	
<i>Rubus pringlei</i> Focke	2		2	
<i>Senecio argutus</i> A. Rich.	1		1	
<i>Senecio cinerarioides</i> Kunth	12	202	236	450
Shrubs				
<i>Senecio salignus</i> DC.	1	34	21	56
<i>Senecio sinuatus</i> HBK.		36	47	83
<i>Stevia rhombifolia</i> Kunth		13	8	21
<i>Symphoricarpos microphyllus</i> Kunth		8	2	10
Grasses				
<i>Brachypodium mexicanum</i> (Roem. & Schult.) Link	3	2		5
Herbs				
<i>Alchemilla procumbens</i> Rose	7	9		16
<i>Archibaccharis hieraciifolia</i> Heering	4	2		6
<i>Arenaria repens</i> Sessé & Moc. (*)	1	4		5

continued on next page...

continued Table 3...

Species	Soil layer			Total
	Litter	Humus	Mineral Soil	
<i>Arenaria</i> sp.	1	31	12	44
<i>Brassica campestris</i> L.	16	6	2	24
<i>Chenopodium album</i> L.	26	51	18	95
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	1	1		2
<i>Fragaria mexicana</i> Schtdl.		16	7	23
<i>Geranium potentillifolium</i> DC.		72	23	95
<i>Herbs</i>				
<i>Geranium seemannii</i> Peyr. (*)		3		3
<i>Hieracium abscissum</i> Less.			1	1
<i>Licopersicum esculentum</i> L. (*)		2		2
<i>Lopezia racemosa</i> Cav.		1		1
<i>Physalis acuminata</i> Greenm. (*)		10		10
<i>Physalis stapelioides</i> Bitter		3		3
<i>Salvia polystachya</i> Ortega (*)		1		1
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L. (*)		5	2	5
<i>Solanum demissum</i> Lindley	1		5	2
<i>Solanum nigrum</i> L. (*)	8	34	29	40
<i>Taraxacum officinale</i> G.H. Weber ex Wiggers (*)	8	54	249	91
<i>Trifolium repens</i> L. (*)	17	37	103	294
<i>Valeriana procera</i> Kunth	95	1	838	1
Unidentified Compositae (*)		33		153
Total		864		1797

(*) Not reported in the checklist for San Juan Tetla.

The number of germinants was significantly higher ($p < 0.0001$) in humus and mineral soil than litter, but no significant differences between humus and mineral soil or between blocks or samples within plots were found when seed densities were compared (Table 4).

Table 4. Analysis of variance summaries for seedling density at three soil depths and four plots at San Juan Tetla.

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	41	34124.23	832.29	1.73	0.0606
Error	30	14446.41	481.54		
Corrected Total	71	48570.64			

R-Square	C.V.	Root MSE	Mean
0.702569	95.12229	21.94418	23.06944

Source	DF (n-1)	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Block	3	2247.37500	749.12500	1.56	0.2206 ns
Sample(block)	15	9774.37500	651.62500	1.35	0.2331 ns
Sample	5	2155.56944	431.11389	0.90	0.4968 ns
Sample*layer	10	2851.13889	285.11389	0.59	0.8075 ns
Layer	2	13695.19440	6847.59720	14.22	0.0001 **
Plot*layer	6	3400.58333	566.76389	1.18	0.3448 ns

T tests (LSD) for variable: No. of seedlings; Alpha = 0.01 df = 30 MSE = 481.5472
 Means with the same letter are not significantly different.

T Grouping	Mean	N	Layer
A	36.000	24	Humus
A	29.250	24	Mineral Soil
B	3.958	24	Litter

A comparison of the relative abundance of species in seed banks, performed using Sorensen's similarity index, indicated a relatively close correspondence between the four blocks (0.65 to 0.83). The highest similarity was scored for the comparison of blocks 3 and 4, which shared 22 species.

DISCUSSION

Seed bank density.- The densities of buried seeds found in the plots of San Juan Tetla (mean for the four plots = 468 seeds m⁻²) were intermediately relative to densities reported for conifer forests by other authors (Ahlgren, 1979; Granström, 1981; Fyles, 1989). Seed densities reported in other studies have been highly variable, where some conifer forests had less than a hundred (Higo *et al.*, 1995) to several hundreds of buried seeds m⁻² (Ingersoll and Wilson, 1990; Williams-Linera, 1993; Zobel *et al.*, 2007). Pratt *et al.* (1984) quantified over 14,000 seeds m⁻² in the seed bank in an autumn collection in a coniferous forest in central Washington. Kjellsson (1992) described densities over 15,000 seeds m⁻² in Danish deciduous forests. In contrast, Schiffman and Johnson (1992) found an average of 0.43 viable seeds m⁻² at Jefferson National Forest, Virginia, while only 0.23 seeds m⁻² were viable in the mature oak-dominated forest. Clearly, many factors influence soil seed bank densities and generalities about forest soil seed banks are impossible to make.

Seed distribution in relation to soil depth.- Most studies about seed banks in forests soils have reported a decrease of seed density with depth (Pratt *et al.*, 1984; Archibold, 1989; McGee and Feller, 1993; Moscoso and Diez, 2005). The vertical distribution of seeds in the soil examined in the present case showed no such general trend, but distinctive distribution patterns were observed for some species. Diverse herb species (*Licopersicum esculatum*, *Lopezia racemosa*, *Physalis acuminata*, *Physalis stapelioides*, *Salvia polystachya* and *Siegesbeckia orientalis*), and several shrubs (*Phytolacca octandra*, *Ribes ciliatum*, *Rubus pringlei* and *Senecio argutus*) were totally confined to the organic matter (humus) layer, while the most abundant (*Senecio cinerarioides*, *Trifolium repens* and one unidentified Compositae) were found, mainly, in the mineral soil layer.

Species recorded deep in the soil generally have seeds with capability for long-term survival. Observations on the longevity of seeds of other *Senecio* species (22-100 years) (Harrington, 1972; Thompson and Grime, 1979), together with the data presented here, suggest that *Senecio cinerarioides* may possess a persistent seed bank. The abundance of *S. cinerarioides* in the soil plots reflects the high production of those plants that do become established.

The depth distributions of the seeds of different species suggest that most of the seeds of *S. cinerarioides* and *Trifolium repens* may be quite old. The actual age of

even the deepest situated seeds is unknown. Continuous accumulation of plant litter, activities of soil animals, and progressive decomposition of the humus layer may all assist in moving newly produced seeds downwards from the soil surface at an unknown rate (Granström, 1981).

Small animals have been considered an important factor in herbaceous plant seed dispersal (Mladenoff, 1990; Kjellsson, 1992). Some authors (Granström, 1981; Turnbull *et al.*, 1983) suggest that species with small seeds may have been moved downwards to the mineral soil by the activities of ants or other animals. McRill and Sagar (1973) have demonstrated that earthworms are able to ingest and relocate seeds of many small-seeded species in the soil. Earthworm activity is very low in these *Pinus montezumae* forests and is probably unimportant in terms of the vertical distribution of seeds. An alternative explanation for the presence of seeds in the mineral soil is that all the seeds registered in this soil layer could be located in the upper part of the mineral soil layer. No partitioning of the mineral soil samples was done, so possible seed stratification at different depths is unknown.

Seed bank composition.- With 43 species, the *P. montezumae* seed bank community is more diverse than most conifer forest seed banks (Pratt *et al.*, 1984). Buried seed reserves are not extensive in coniferous forests where seeds quickly lose viability, and many other seeds are lost to predators. Studies elsewhere, reviewed by Archibold (1989) and Hills and Morris (1992) suggest that early successional plant species are better represented in soil seed banks than later successional species, as such representation allows earlier successional species to be maintained in a region that is prone to periodic disturbance.

No germinants of conifer tree species were found in this study. Dominant tree species are rarely characterized by abundant buried seed reserves, but the early successional species are well represented. Pratt *et al.* (1984) discovered in a seed bank of a *P. ponderosa*-*Symphoricarpos albus* (L.) Blake habitat a reversal of dominance between the study-area vegetation and the seed bank. Annual forb species, which account for relatively little cover in the stand, comprised most of the seed bank. In contrast, tree and shrub species, which dominated the vegetation, accounted for less than 1% of the seed bank. They estimated the *P. ponderosa* seed density in spring as 17 seeds m⁻², and zero seeds m⁻² in autumn prior to seed fall down. Also, in South Africa, De Villiers *et al.* (2003) concluded that the seed bank site would be a good source of future annual plants, but not of perennial vegetation.

Several other studies of conifer-dominated ecosystems (Kellman, 1970 and 1974; Johnson, 1975; Strickler and Edgerton, 1976; Whipple, 1978; Hill and Stevens, 1981; Mercado and Arriaga-Cabrera, 1995) have reported uncommon germination of conifer seeds. In a *Pinus-Quercus* forest in the state

of Baja California Sur, México, Mercado and Arriaga (1995) found that the primary species of this forest (*Pinus lagunae* M.-F. Passini, *Quercus devia* Goldman and *Arbutus peninsularis* Rose & Goldman) were not present in the soil seed bank. Zobel *et al.* (2007) studied a mesophyte mixed spruce forest and found a poor correspondence between the vegetation and the seed bank. *P. montezumae*, the dominant conifer in the study area, generally produces good seed year crops at 3-5 year intervals (Acosta and Musálem, 1986), and its seeds remain viable for 7-12 months (Flores and Pérez, 1990). *P. ayacahuite* produces good seed crops annually, and they remain viable for about the same period mentioned above (Serrano, 1986).

Species of *Alnus* have been reported to retain their viability for only a short period of time (McGee and Feller, 1993), which could explain why no germinants of alder were found in the study.

The presence of *Solanum* spp., *Fuchsia thymofila* and *Senecio* spp. in the soil seed bank suggest a persistency of these species, while others with low density and in few samples comprise the transient ones.

Sampling was carried out a few years after a good seed crop of *P. montezumae*, and several months after seeds of *P. ayacahuite* were dispersed. One important feature of some plants is large seeds, which however makes them susceptible to seed predation (Eriksson, 1995). In a comparative study of small and large seeded species, Reader (1993) found that only species with seeds larger than 0.3 mg were negatively affected by seed predators. Seeds of *P. montezumae* and *P. ayacahuite* are well above this limit, suggesting that they may suffer from heavy predation.

Increasing seed size makes species more likely to succeed in recruitment under litter, but less likely to be preserved in persistent seed banks. Seed predators are more likely to affect large seeded species, so decreasing seed size enhances development of seed banks, but makes species dependent on factors which temporarily remove the limiting effects of litter.

The results of the experiment suggest that for all species examined here, mineral soil was equal to forest floor (litter and humus) as a germination substrate. Removal of the forest litter and organic matter would remove about one-half of the soil seed bank. If exposure of mineral soil provides a generally superior substrate for seed germination, loss of half of the seed bank might not necessarily lead to a reduction in vegetation cover in the early successional plant community. Only a few species were restricted to just litter and organic matter, so species diversity would not be changed dramatically.

Caution must be applied in extrapolating seed bank studies to potential seedling populations in the field, partly because of problems in determining soil seed banks and because species establishment from a seed bank is a function of the depth to which the soil is disturbed. Burning, removal, or redistribution of the forest floor will result in different impacts on the seed bank and different potential plant populations (McGee and Feller, 1993). Burning alone can remove different amounts of forest floor depending on the severity of the fire, as has been found in southwestern British Columbia and elsewhere (Feller, 1989).

CONCLUSIONS

Seed density and species diversity of the seed bank in *Pinus montezumae* stands sampled for this study compared with literature reports were average, facts that are attributed to the high density of shrubs and herbs.

Dominant species (*P. montezumae*) and codominant species (*P. ayacahuite* var. *veitchii*, *Abies religiosa* and *Alnus firmifolia*) in the stand were not comparable with species dominance in the seed bank.

Viable seeds of most species were contained in similar abundance in the humus and mineral soil layers.

Regeneration of desirable (commercial) species under any regeneration cutting method will be expected from seed production in the current or future years, or few seeds produced off site, but none will be expected from the soil seed bank.

REFERENCES

- Acosta M., M. y M. A. Musálem. 1986. Dispersión de semillas de *Pinus montezumae* Lamb., en dos matarrasas del Campo Experimental Forestal San Juan Tetla, Puebla. Revista Chapingo 52: 35-40.
- Ahlgren, C. E. 1979. Buried seed in the forest floor of the boundary waters canoe area. Minn. For. Res. Note 271. 4 p.
- Álvarez-Buylla, E. R. and M. Martínez-Ramos. 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. Oecologia 84(3):314-325.
- Archibold, O. W. 1989. Seed banks and vegetation processes in coniferous forests. In: M. A. Parker, V. T. and R. L. Simpson (Eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Leck, Academic Press, San Diego, Calif., pp. 107-122.
- Boyás D., J. C. 1993. Flora fanerogámica del Campo Experimental Forestal San Juan Tetla, Puebla. Boletín Técnico No.114. (2a. Ed.) INIFAP. México, D. F. México. 103 p.
- Brown, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. Can. J. Bot. 70: 1603-1612.

- Castro-Acuña, R. y S. Guevara-Sada. 1976. Viabilidad de semillas en muestras de suelo almacenado de 'Los Tuxtlas', Veracruz. *In*: Gómez-Pompa, A., C. Vázquez-Yanes, S. del Amo-Rodríguez y A. Butanda-Cervera (Eds.). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. INIREB/Compañía Editorial Continental, México, D. F. México. pp. 233-249.
- Clark, B. F. and S. G. Boyce. 1964. Yellow-poplar seed remain viable in the forest litter. *J. For.* 62: 564-567.
- Conn, J. S., C. L. Cochrane and J. A. DeLapp. 1984. Soil seed bank changes after forest clearing and agricultural use in Alaska. *Weed Sci.* 32: 343-347.
- De Villiers, A. J., M. W. Van Rooyen and G. K. Theron. 2003. Similarity between the soil seed bank and the standing vegetation in the Strandveld Succulent Karoo, South Africa. *Land Degradation & Development* 14(6): 527-540.
- Eriksson, O. 1995. Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65-70.
- Feller, M. C. 1989. Estimation of nutrient loss to the atmosphere from slashburns in British Columbia. *In*: MacIver, D. C., H. Auld and R. Whitewood (Eds.). Proceedings of the 10th. Conference on Fire and Forest Meteorology. Environment Canada, Ottawa, Canada. pp. 126-135.
- Flores A., E. y J. L. Pérez B. 1990. Evaluación del banco de semillas en un rodal de *Pinus montezumae* Lamb. *In*: Memoria de la Reunión de los 10 años de investigación forestal en la Región Central de México. SARH- INIFAP-CIRCE. Metepec, Edo. de Méx. México. pp. 11.
- Frank, R. M. and I. O. Safford. 1970. Lack of viable seeds in the forest floor after clearcutting. *J. For.* 68: 776-778.
- Fraser, J. W. 1976. Viability of black spruce seed in or on a boreal forest seedbed. *For. Chron.* 52:229-231.
- Fyles, W. M. 1989. Seed bank populations in upland coniferous forest in central Alberta. *Can. J. Bot.* 67: 274-278.
- Granström, A. 1981. Seed banks in five boreal forest stands originating between 1810 and 1963. *Can. J. Bot.* 60:1815-1821.
- Guevara S., S. and A. Gómez-Pompa. 1972. Seeds from surface soils in a tropical region of Veracruz, Mexico. *J. Arnold Arbor.* 53: 312-335.
- Haig, I. T. 1932. Premature germination of forest tree seed during natural storage in the duff. *Ecology* 13:311-312.
- Haig, I. T., K. P. David and R. H. Weidman. 1941. Natural regeneration in the Western white pine type. U.S. Dept. Agr. Tech. Bul. 767. 99 p.
- Harrington, J. F. 1972. Seed storage and longevity. *In*: Kozlowski, T. T. (Ed). *Seed Biology*, Vol. 3. Academic Press, New York, NY. USA. pp. 145-245.

- Higo, M., A. Shinohara and S. Kodama. 1995. The regeneration behavior of major component species in the secondary forest dominated by *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* in central Japan. *Forest Ecology and Management* 76:1-10.
- Hill, M. O. and P. A. Stevens. 1981. The density of viable seed in soils of forest plantations in upland Britain. *J. Ecol.* 69: 693-709.
- Hills, S. C. and D. M. Morris. 1992. The function of seed banks in northern forest ecosystems: a literature review. *Ont. Minist. Nat. Resour. For. Res. Inf. Pap. No. 107.* 25 p.
- Hofmann, J. V. 1917. Natural reproduction from seed stored in the forest floor. *Jour. Agr. Res.* 11:1-26.
- Ingersoll, C. A. and M. V. Wilson. 1990. Buried propagules in an old-growth forest and their response to experimental disturbances. *Can. J. Bot.* 68:1156-1162.
- Isaac, L. A. 1935. Life of Douglas fir seed in the forest floor. *J. For.* 33:61-66.
- Johnson, A. E. 1975. Buried seed populations in the subarctic forest east of Great Slave Lake, Northwest Territories. *Can. J. Bot.* 48: 2933-2941.
- Jonsson, B. G. 1993. The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. *Journal of Vegetation Science* Vol. 4(6): 819-826.
- Kellman, M. C. 1970. The viable seed content of some forest soils in coastal British Columbia. *Can. J. Bot.* 48: 1383-1385.
- Kellman, M. C. 1974. Preliminary seed budgets for two plant communities in coastal British Columbia. *J. Biogeogr.* 1: 123-133.
- Kjellson, G. 1992. Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. *Ecography* 15:86-100.
- Kramer, N. B. and F. D. Johnson. 1987. Mature forest seed banks of three habitat types in central Idaho. *Can. J. Bot.* Vol. 65 (9): 1961-1966.
- Little, S. Jr. 1950. Ecology and silviculture of white cedar and associated species in southern New Jersey. *Yale Univ. Sch. For. Bull.* 56. 103 p.
- Marks, P. L. 1974. The role of Pin cherry (*Prunus pensylvanica* L.) in the maintenance of stability in northern hardwood ecosystems. *Ecol. Monogr.* 44: 73-88.
- May-Nah, A. 1971. Estudio fitosociológico del Campo Experimental Forestal San Juan Tetla, Estado de Puebla, México. Tesis Profesional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México, D. F. México. 130 p.
- McGee, A. and M. C. Feller. 1993. Seed banks of forested and disturbed soils in southwestern British Columbia. *Can. J. Bot.* 71: 1574-1583.
- McRill, M. and G. R. Sagar. 1973. The ingestion of weed seed by earthworms. *Proceedings of the 12th. British Weed Control Conference, Brighton, UK.* Vol II: 519-524.

- Mercado, C. and L. Arriaga-Cabrera. 1995. Seed bank and treefall gaps in a Mexican temperate forest. *In*: DeBano, L. F., P. F. Ffolliott, A. Ortega-Rubio, G. J. Gottfried, R. H. Hamre and C. B. Edminster (Eds.): Conference on the Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago: The Sky Islands of the Southwestern United States and Northwestern Mexico. U.S.D.A. Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station. General Technical Report RM-GTR-264. Fort Collins, CO. USA. pp. 599-601.
- Mladenoff, D. J. 1990. The relationship of the soil seed bank and understory vegetation in old-growth northern hardwood-hemlock treefall gaps. *Can. J. Bot.* 68: 2714-2721.
- Moscoso M., L. V. y M. C. Diez G. 2005. Banco de semillas en un bosque de roble de la cordillera central colombiana. *Rev. Fac. Nal. Agr.* 58(2): 2931-2944.
- Pratt, D. W., R. A. Black and B. A. Zamora. 1984. Buried viable seed in a ponderosa pine community. *Can. J. Bot.* 62: 44-52.
- Quick, C. R. 1956. Viable seeds from the duff and soil of sugar pine forest. *For. Sci.* 2:36-42.
- Quintana-Ascencio, P. F., M. González-Espinoza, N. Ramírez-Marcial, G. Domínguez-Vázquez and M. Martínez-Ico. 1996. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica* 28(2): 192-209.
- Reader, R. J. 1993. Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. *J. Ecol.* 81:169-175.
- Rico-Gray, V. and J. G. García-Franco. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *J. Veg. Sci.* 3:617-624.
- Roberts, H. A. 1981. Seed banks in soils. *In*: Coaker, T. H. (Ed.). *Advances in Applied Biology VI*. Academic Press, Ltd. London, UK. pp. 1-55.
- Rzedowski, J. y G. C. de Rzedowski. 1985. Flora fanerogámica del Valle de México I. Instituto de Ecología. A. C. Pátzcuaro, Mich., México. 1406 p.
- Sánchez S., C. 1979. La flora del Valle de México. Editorial Herrero, S. A. de C. V. México, D. F. México. 519 p.
- Schiffman, P. M. and W. C. Johnson. 1992. Sparse buried seed bank in a Southern Appalachian oak forest: Implications for succession. *Am. Midl. Nat.* 127:258-267.
- Serrano J., M. S. 1986. Efecto de algunos factores ambientales en la germinación de semillas de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*, bajo condiciones controladas. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. México. 72 p.

- Simpson, R. L., M. A. Leck and V. T. Parker. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. *In*: M. A. Leck, V. T. Parker and R. L. Simpson (Eds.): Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press. New York, NY. USA. pp. 3-8.
- Smith, D. M. 1986. The practice of silviculture. John Wiley & Sons. Inc. New York, NY. USA. 527 p.
- Stein, W. I., P. E. Slabaugh and A. P. Plummer. 1974. Harvesting, processing and storage of fruits and seeds. *In*: Schopmeyer, C. S. (Technical Coordinator). Seeds of woody plants in the United States., Agriculture Handbook No. 450, U.S. Department of Agriculture. Washington, DC. USA. pp. 98-125.
- Strickler, G. S. and P. J. Edgerton. 1976. Emergent seedlings from coniferous litter and soil in Eastern Oregon. *Ecology* 57(4): 801-807.
- Thomas, P. A. and R. W. Wein. 1985. Delayed emergency of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Can. J. For. Res.* 15: 727-729.
- Thompson, K. and J. P. Grime. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *The Journal of Ecology*. Vol. 67(3): 893-921.
- Turnbull, C. L., A. J. Beattie and F. M. Hanzawa. 1983. Seed dispersal by ants in the Rocky Mountains. *Southwest. Nat.* 28:289-293.
- Vázquez-Yánes, C. and A. Orozco-Segovia. 1990. Seed dormancy in the tropical rain forest. *In*: Bawa, K. S. and M. Hadley. (Eds.) Reproductive ecology of tropical rainforest plants. UNESCO and Parthenon. MAB Vol. 7. pp. 247-259.
- Vázquez-Yánes, C. and M. Rojas-Aréchiga. 1996. *Ex situ* conservation of tropical rain forest seed: problems and perspectives. *Interciencia* 21: 293-298.
- Whipple, S. A. 1978. The relationship of buried germinating seeds to vegetation in an old-growth Colorado subalpine forest. *Can. J. Bot.* 56: 1505-1509.
- Williams-Linera, L. G. 1993. Soil seed banks in four lower montane forest of Mexico. *Journal of Trop. Ecol.* 9: 321-337.
- Zasada, J. C., R. A. Norum, R. M. Van Veldhuisen and C. E. Teutsch. 1983. Artificial regeneration of trees and tall shrubs in experimentally burned upland black spruce/feather moss stands in Alaska. *Can. J. For. Res.* 13: 903-913.
- Zobel, M., R. Kalamees, K. Püssa, E. Roosaluuste and M. Moora. 2007. Soil seed bank and vegetation in mixed coniferous forests stands with different disturbance regimes. *Forest Ecology and Management* 250(1-2): 71-76.

EVALUACIÓN DE UNA PLANTACIÓN DE TRES ESPECIES TROPICALES DE RÁPIDO CRECIMIENTO EN NUEVO URECHO, MICHOACÁN

H. Jesús Muñoz Flores¹, Víctor M. Coria Ávalos¹,
J. Jesús García Sánchez² y Manuel Balam Che²

RESUMEN

A partir de 2003 opera el Programa de Plantaciones Comerciales en Michoacán; sus existencias están integradas con la siguiente distribución: 69% de *Pinus*, 24% de *Cedrela odorata* y *Acrocarpus fraxinifolius*, 5% de *Eucalyptus camaldulensis* y 2% de especies nativas tropicales. Sin embargo, no se tiene conocimiento sobre la adaptación y crecimiento de los taxa exóticos en diferentes condiciones ecológicas de la entidad. Los objetivos del presente estudio consistieron en evaluar el crecimiento en altura, diámetro y la supervivencia de *Tectona grandis*, *Acrocarpus fraxinifolius* y *Gmelina arborea*; además de comparar su incremento medio anual con el obtenido en México y otros países. La plantación se estableció en diciembre del 2003, en Nuevo Urecho, Michoacán, donde el suelo es vertisol crómico, el clima cálido subhúmedo, la pendiente es de 3% y la altitud de 514 m. Se hizo una preparación del terreno previa a la plantación en la cual el barbecho fue a 30 cm de profundidad; se aplicaron riegos auxiliares durante el estiaje. Se utilizó un diseño experimental de bloques al azar con tres tratamientos (especies) y cuatro repeticiones. Cada unidad de muestreo estaba conformada por 25 plantas, 100 por especie en total. Los resultados mostraron diferencias significativas en altura y diámetro entre los tratamientos. *Gmelina arborea* fue la más sobresaliente, con 6.82 m de altura, DAP de 10.81 cm y 94.96% de supervivencia. Por lo tanto, este taxón ofrece potencial para el desarrollo de plantaciones comerciales en el trópico seco del estado de Michoacán.

Palabras clave: *Acrocarpus fraxinifolius*, evaluación de crecimiento, *Gmelina arborea*, Michoacán, plantaciones forestales tropicales, *Tectona grandis*.

Fecha de recepción: 03 de mayo de 2007.

Fecha de aceptación: 20 de agosto de 2009.

¹ Campo Experimental Uruapan, Centro de Investigación Regional Pacífico Centro, INIFAP. Correo-e: munoz.hipolitojesus@inifap.gob.mx

² Facultad de Agrobiología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

ABSTRACT

In the state of Michoacán the Commercial Plantation Program began in 2003 and the most planted species are *Pinus* (69%), *Cedrela odorata* and *Acrocarpus fraxinifolius* (24%), *Eucalyptus camaldulensis* (5%) and 2% of native tropical species. Results about their adaptation and growth in different ecological conditions in the state are unknown. The objectives of this research were to assess the response in height growth, normal diameter and survival of *Tectona grandis*, *Acrocarpus fraxinifolius* and *Gmelina arborea*, as well as to compare the annual mean increment with data from foreign countries. The plantation was established in December 2003 at Nuevo Urecho, Michoacán, where environmental conditions are: chromic vertisol soil, subhumid weather, 3% slope and an altitude of 514 m. A random block experimental design was applied, with three treatments and four replications. Each experimental unit was made up of 25 plants, which summed up 100 for each species. Environmental conditions of the place are: land preparation labor was done prior to the establishment of the plantation, and a fallow at 30 cm deep was done. Additional watering was applied during the dry season. Results showed significant differences in height and normal diameter among treatments after two years, but survival was not different. *Gmelina arborea* was the species with the best response (6.82 cm in high), BHD of 10.81 cm and a survival percentage of 94.96. This species offers a good potential to develop a commercial plantation program in the dry tropic area of the state of Michoacán.

Key words: *Acrocarpus fraxinifolius*, growth assessment, *Gmelina arborea*, Michoacán, tropical forest plantations, *Tectona grandis*.

INTRODUCCIÓN

Se estima que en el mundo existen cerca de 100 millones de hectáreas de plantaciones forestales comerciales. La mitad son de crecimiento medio y lento y la otra de crecimiento medio y rápido. Alrededor de 65% de ellas son de coníferas y 35% de latifoliadas (COFOM, 2003a).

México cuenta con 64 millones de hectáreas de bosques de clima templado y selvas, aproximadamente, que abarcan 32% del territorio nacional y ocupa uno de los primeros lugares en tasas de deforestación a nivel mundial calculado entre 350 y 650 mil ha año⁻¹ (FAO, 2004).

Figuroa y Aparicio (2009) señalan como causas de la deforestación que la superficie forestal es afectada por los desmontes, 8% por la tala ilegal, 4% por incendios, 3% por plagas y enfermedades, 2% por cambios autorizados y 1% por otros motivos.

Michoacán cuenta con una extensión de 59.864 km² que representan 3.04% de la superficie territorial y ocupa el 5° lugar por su biodiversidad y multiplicidad de recursos naturales, ahí convergen las regiones Biogeográficas Neoártica y Neotropical. El área arbolada se estima en 2.602.727 ha, de las cuales 1.544.353 ha corresponden a bosques templados y 1.058.374 ha a selvas, en su mayoría medianas y bajas; además de 236.739 ha cubiertas con vegetación de zonas áridas e hidrófila y halófila (COFOM, 2003a).

En el 2003, el gobierno del estado de Michoacán firmó un acuerdo específico de colaboración con la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), que contempla, entre otras acciones, promover conjuntamente el establecimiento de plantaciones comerciales e impulsar la participación de los productores, de tal manera que los recursos sean utilizados en beneficio de ejidos, comunidades y pequeños propietarios. Para ese año existían en la entidad 80 proyectos de la federación para cubrir una superficie de 13.073 ha con 18.3 millones de plantas y un monto total asignado de 90.4 millones de pesos. Las especies que se utilizan corresponden en un 69% al género *Pinus*, principalmente *Pinus pseudostrabus* Lindl.; 24% a *Cedrela odorata* L. y *Acrocarpus fraxinifolius* Wight y Arn.; 5% a *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh y 2% a nativas tropicales. Sin embargo, a la fecha no se tiene conocimiento sobre el desarrollo y adaptación de los diversos taxa de origen exótico plantados en las diferentes condiciones ecológicas de la entidad (COFOM, 2003b).

Holdridge (1968, citado por Whitmore y Otorola, 1976) determina el comportamiento de cuatro plantaciones de *A. fraxinifolius* en la India y Kenia. A los siete años, en el caso del primer país, las plantas mostraron un crecimiento de 9.29 m en altura, diámetro de 10.67 cm y una supervivencia promedio de 50%. En el segundo alcanzaron 18.19 m, 19.53 cm y 51% de supervivencia, respectivamente. Whitmore y Otorola (1976) para un periodo similar, registraron en Costa Rica que los mejores promedios en altura, fueron de 18.19 m (IMAA 2.59 m) y en diámetro de 19.78 cm (IMAD 2.82 cm).

Escárpita (1978) evaluó a *Gmelina arborea* Roxb. a los cuatro años y ocho meses de edad con un espaciamiento de 3.0 x 3.0 m, en Benito Juárez, Tuxtepec, Oaxaca; en ese momento, los árboles tenían una altura promedio de 19.6 m, DAP de 17.1 cm y una supervivencia de 95%.

Cedeño (1978) estableció una plantación de cuatro especies en Escárcega, Campeche: *A. fraxinifolius*, *Schizolobium parahybum* (Vell) S. F. Blake, *G. arborea* y *Tectona grandis* Linn. F. *A. fraxinifolius* a la edad de siete años tenía un IMAA 1.57 m e IMAD 2.08 cm, a los cuatro años IMAA 1.87 m y IMAD 2.4 cm; *T. grandis* con edad de tres años un IMAA 1.66 m e IMAD 1 cm; *Schizolobium parahybum*, a la edad siete años un IMAA 2.21 m e IMAD 1.91 cm y *G. arborea* a la misma edad,

un IMAA 2.28 m e IMAD 3.92 cm, respectivamente. Las especies con mejores incrementos en altura fueron: *G. arborea* y *Schizolobium parahybum*; mientras que para el IMAD, resultaron ser *G. arborea* y *A. fraxinifolius*.

Barrio (1980) realizó un ensayo de tres fuentes locales de *G. arborea* en el Campo Experimental del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) de Escárcega, Campeche. A los cinco años de iniciado el trabajo, se hizo una evaluación de la supervivencia y el IMAD; la plantación establecida en 1975 tuvo 97.22%, en tanto que la correspondiente al periodo de 1976 a 1977 presentó 100% de individuos vivos. Referente al IMAD, los valores fueron de 3.15 cm para los experimentos iniciados entre 1975 y 1976, mientras que los respectivos a 1977 alcanzaron 2.88 cm. A pesar de no existir diferencias significativas en las variables mencionadas, el autor recomienda a *G. arborea* por su gran adaptabilidad y mejor incremento en altura y diámetro con respecto a las especies nativas.

Bertoni y Juárez (1980) estudiaron el comportamiento de nueve especies forestales, en la misma localidad que Barrio (1980). A los nueve años mostraron las siguientes medidas de altura, diámetro y el porcentaje de supervivencia: *Gmelina arborea*, 14.04 m, 19.33 cm y 31.25%; *Eucalyptus camaldulensis* 11.16 m, 9.75 cm y 84.37% y *Lonchocarpus castilloi* Standley, 7.90 m, 11.55 cm y 32.81%. Constataron diferencias altamente significativas entre las especies probadas para las tres variables; aunque destacaron las dos primeras por su crecimiento.

Egenti y Oduwaiye (1983, citados por Sánchez, 1989) indicaron que en Nigeria las procedencias de *G. arborea* con el crecimiento más vigoroso fueron las de Costa de Marfil, pues a los 19 años alcanzaron alturas de 10.22 m (IMAA 0.53), diámetros de 35.07 cm (IMAD 1.84) y supervivencia de 90%, las cuales tuvieron valores superiores a los correspondientes al arbolado de la montaña de Baramura, provincia de Tripura, India, de 5.70 m de altura (IMAA 0.3 m), diámetros de 21.64 cm (IMAD 1.14 m) y 83% de supervivencia.

De la Cruz (1984 citado por Sánchez, 1989) observó el comportamiento de 21 especies introducidas en Huimanguillo, Tabasco, con un espaciamiento de 4.0 x 4.0 m. A la edad de dos años cinco meses, *G. arborea* presentó los datos más sobresalientes, con una altura promedio de 8 m (IMAA 3.2 m) y diámetro de 10.1 cm (IMAD 4.04 cm).

Cedeño (1985) midió *A. fraxinifolius* en cuatro localidades del trópico húmedo de México. En Bacalar, Quintana Roo, a los 18 meses en suelo gleysol alcanzó un IMAA de 3.1 m. En las plantaciones de 12 años ubicadas en Escárcega, Campeche, se estimó un IMAA de 1.6 m y un IMAD de 3 cm. En Villahermosa, Tabasco a los

tres años y seis meses, el autor obtuvo un IMAA de 3.0 m y un IMAD de 4.2 cm; por último, en Huimanguillo, Tabasco a los dos años se determinó un IMAA de 3.7 m y un IMAD de 3.2 cm. El mejor crecimiento en altura se observó en Huimanguillo y en diámetro correspondió a Villahermosa. Concluyó que dicha especie se adaptó bien en términos generales a las localidades probadas y se podría considerar como un taxón promisorio para plantaciones comerciales en la región de estudio.

Chavelas (1985) estableció un ensayo de nueve especies (ocho exóticas y una nativa) en el Campo Experimental San Felipe Bacalar del INIFAP en Quintana Roo. A los cinco años, sobre suelo litosol *A. fraxinifolius* llegó a tener una altura, diámetro y supervivencia promedio de 1.68 m, 2.0 cm y 16%, respectivamente. *Casia siamea* Lam. 4.13 m, 5.0 cm y 83% y *G. arborea* 3.10 m y 4.1 cm y 6%, respectivamente. Sus resultados indicaron que entre las especies nativas y las exóticas existen diferencias altamente significativas en las tres variables.

Juárez y Ramírez (1985) evaluaron la supervivencia, el diámetro, la altura y el volumen de una plantación de siete años y once meses de edad de *G. arborea* también en Escárcega, Campeche, con cuatro espaciamientos: 2.0 x 2.0; 2.5 x 2.5; 3.0 x 3.0 y 3.5 x 3.5 m. Los incrementos más destacados se presentaron en el de 2.5 x 2.5 m con un IMAA 1.64 m e IMAD 1.54 cm, y el IMAV 0.0219 m³. Para el espaciamiento de 3.5 x 3.5 m el IMAA fue de 1.38 m y el IMAD de 1.64 cm y el IMAV de 0.215 m. No existió diferencia significativa en la supervivencia y 84% fue la cifra más prometedora.

Años después, Gómez (1989) realizó un estudio en el mismo sitio con cuatro especies exóticas y cuatro nativas. A los siete años *G. arborea* mostró un crecimiento en altura, diámetro y supervivencia promedio de: 10.75 m (IMAA 1.53 m), 13.7 cm (IMAD 1.95 cm) y 90%; *Delonix regia* (Bojer) Raf., 4.34 m, (IMAA 0.62 m), 8 cm (IMAD 1.14 cm) y 77%; *T. grandis*, 2.50 m (IMAA 0.36 m), 3.90 cm (IMAD 0.56 cm) y 20%; *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb, 1.67 m (IMAA 0.23 m), 2.50 cm (IMAD 0.36 m) y 29% y *A. fraxinifolius*, 1.47 m (IMAA 0.21 m), 1.30 cm (IMAD 0.18 cm) y 7% de supervivencia, respectivamente. Se obtuvieron diferencias significativas en las tres variables evaluadas. Como en los casos anteriores, la especie con los valores más altos fue *G. arborea*, seguida de *D. regia* y en tercer lugar *T. grandis*.

Chávez y Fonseca (1991) registraron el establecimiento de plantaciones con *T. grandis* en diversas localidades. En Argentina a la edad de 16 a 17 años, con un espaciamiento de 2.0 x 3.0 m, presentó una altura media de 16 m y un DAP de 14 a 15 cm. En Brasil a los nueve años con un espaciamiento de 1.0 x 1.0 m, consignaron una altura media de 9.3 m y DAP de 9.0 cm. Para Colombia a la edad de cinco a seis años se estimó una altura media de 16 a 17 m y DAP de 14.5 a 15.4 cm. Los autores concluyeron que en este último país, se registraron los mejores desarrollos.

Díaz *et al.* (1993, citados por Patiño, 1995) dieron a conocer los datos derivados de un ensayo de *T. grandis* con cuatro espaciamientos: 2 x 2; 2.5 x 2.5; 3 x 3 y 3.5 x 3.5 m, en Campeche. A los siete años no hubo diferencias significativas al compararse el crecimiento en altura, diámetro y supervivencia entre los espaciamientos. Los mayores crecimientos y supervivencia se obtuvieron en las opciones de 3 x 3 m y 3.5 x 3.5 m, con valores de 6.72 m, 8.84 cm y 87% y 5.67 m, 7.59 cm y 77%, respectivamente. De ahí surgió la recomendación de que el espaciamiento de 3 x 3 m es el más conveniente para la especie, que corresponde a una densidad de plantación de 1,111 árboles ha⁻¹.

Respecto al mismo taxón, Pérez y Kanninen (2002) describieron lo observado en Costa Rica, donde a los cuatro años de edad alcanzó una altura y diámetro promedio de 13 m y 13.5 cm y a los 5 años, 14.4 m y 16.0 cm.

Acrocarpus fraxinifolius, establecida en Soconusco, Chiapas, a los tres y medio años media de 9 a 13.30 m y de 17 a 22.2 cm de DAP. Por lo tanto, ofrece buen potencial de crecimiento en las condiciones edáficas y climáticas de la región (Reyes 2005).

Benavides *et al.* (2005) realizaron la evaluación de seis especies (cuatro nativas y dos exóticas) en el municipio de La Huerta, Jalisco, con tres niveles de fertilización. A los 13 años, la altura, diámetro y supervivencia promedio tuvieron registros de 15 m, 29 cm y 87%, para *G. arborea*; de 11 m, 23 y 70% para *T. grandis* y de 9 m, 16 cm y 84% para *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. Consideraron que el riego y la fertilización no constituyeron factores significativos en los crecimientos, pero en las primeras etapas de desarrollo fueron importantes para la sobrevivencia de algunas especies. Melina y teca destacaron en su desarrollo vertical y diamétrico y en los porcentajes de supervivencia.

Descripción general de las especies

Tectona grandis.- El nombre común más conocido es teca, en la mayoría de los países donde se ha introducido. Es una latifoliada de la familia Verbenaceae; habita en bosque de tipo monzónico y húmedo tropical. Originaria de Birmania, de la India y del oeste de Tailandia. También se le ha consignado en Java y en algunas pequeñas islas del archipiélago indonesio; así como al sur del Ecuador (Mahaphol, 1954; Streets, 1962 citado por Chávez y Fonseca, 1991).

Requiere de climas con temperaturas medias anuales entre 22 y 28°C, con una mínima de 17 a 21.3°C y máxima de entre 30.2 a 46°C, una precipitación media anual de (625 – 1,200) 11,250 a 2,500 mm, (2,291 – 3,000) con tres a cinco meses de sequía. La precipitación media de 1,578.7 mm (Fierros *et al.*, 1999 citados en SIRE, 2005). Se adapta a gran variedad de suelos, pero prefiere los suelos aluviales, de textura franco-arenoso o arcillosa, profundos, fértiles, bien drenados y con pH neutro o ácidos; terrenos planos (Fonseca, 2004).

Su madera tiene albura de color castaño claro y duramen castaño claro a verde olivo; se emplea en la fabricación de chapa para triplay, muebles, construcciones de barco, puertas y ventanas, etcétera (Castillo *et al.*, 1993; Fonseca, 2004).

Acrocarpus fraxinifolius.- En México se le conoce como cedro rosado o acrocarpus. Pertenece a la familia Leguminosae, Subfamilia Caesalpinioideae. A pesar de ser originario de regiones tropicales asiáticas (sur de la India, de las regiones tropicales y del Archipiélago Malayo) (Ontiveros y García, 2002) y, en particular, de India, Indonesia, Bangladesh, Birmania, Assam, Himalaya, Borneo y Sumatra (Chavelas, 1984), en la República Mexicana ha tenido un extraordinario éxito.

Crece en el trópico húmedo y subhúmedo, con estación seca corta y escasas heladas. En su área natural prospera en sitios con temperatura media anual de 19 a 28°C, mínima de 16 a 22°C y máximas de 25 a 35°C. Precipitación entre 500 y 3,000 mm, pero su mejor desarrollo ocurre en lugares donde la lluvia es igual o mayor a 2,000 mm; en suelos de tipo vertisol, profundos a someros, de textura arcillosa, moderadamente drenados a bien drenados, con un pH de 4 a 7.5; aunque, también crece en suelos compactos. Es susceptible a las heladas y no tolera las sequías. Se distribuye en una altitud mínima de 0 m y máxima de 1,700 m y media de 600 a 1,500 m. En México, se planta desde el nivel del mar hasta los 1,400 msnm (SEPATRO, 1997).

En la India se le destina a la elaboración de pulpa para papel. Bajo condiciones favorables de luz se ha usado como sombra para plantaciones de té y café (Lamprech, 1989, citado por CONAFORb, 1997). La madera es bastante durable y puede aserrarse y trabajarse con facilidad para lograr un buen acabado y pulido. Se vende como sustituto del fresno o nogal para fabricar muebles y entarimados, construcciones en general, tejamanil, etc. (Howar, 1951; National Academy of Sciences, 1979; Streets, 1962 citado por Cedeño, 1985). En el territorio nacional se cultiva en algunas regiones tropicales para aprovechar su madera, la que se emplea para fabricar muebles rústicos y en construcciones rurales (Niembro, 1986).

Gmelina arborea.- Especie introducida que tiene gran versatilidad y potencial de usos. Conocida como "Melina" en México, es caducifolia, de rápido crecimiento, pertenece a la familia Verbenaceae. Originaria de las regiones tropicales y subtropicales del Sureste de Asia, en particular, de la India, Nepal, Bangladesh, Sri Lanka, Pakistán, Malasia y el sureste de China (Niembro, 1986, Chavelas y Dewall, 1988 citado por CONAFORc, 1997). Se cultiva ampliamente en el sureste de Colombia, Costa Rica, Brasil, Venezuela, Trinidad y Tobago, Belice, Cuba, México y otros países de las regiones tropicales. Requiere climas con una condición ambiental seca de dos a ocho meses, con temperatura media anual de 21 a 28°C,

mínima de 14 a 24°C, máxima de 24 a 35°C; una precipitación promedio anual de 762 a 15,000 mm año⁻¹ y una altitud de 0 a 1,300 m (Agrosoft Ltda., 2000).

Se desarrolla en suelos de someros a 50 cm de profundidad, textura arcillosa, ligeramente arenosa y franca con buen drenaje, humedad aparente húmeda, un pH ligeramente ácido, neutro y alcalino, sin sales y fértil (Chavelas y Dewall, 1988; Von Carlowitz *et al.*, 1991; Fierros *et al.*, 1999 citado por CONAFORc, 1997).

Su principal producto es la madera, que se utiliza para leña y carbón, en la fabricación de muebles y gabinetes, instrumentos musicales, tableros de partículas, triplay, cabos para cerillos, cubiertas de barcos y botes. Los frutos, flores, hojas, raíces y corteza se usan para el tratamiento de la tos, dolores de cabeza, problemas estomacales y enfermedades de la sangre, se emplea también como laxativo y tónico para los nervios (CONAFORc, 1997).

Con base en todo lo anterior, se planteó el estudio que se describe a continuación, con los siguientes objetivos: 1) Evaluar el crecimiento en altura y diámetro, así como la supervivencia de *Tectona grandis* (teca); *Acrocarpus fraxinifolius* (cedro rosado) y *Gmelina arborea* (melina), establecidas en el municipio de Nuevo Urecho, Michoacán. 2) Comparar el incremento medio anual obtenido en altura y diámetro de las tres especies, con los incrementos logrados en diferentes países y en otras localidades de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

La plantación se localiza en el rancho “La Guadalupe”, municipio de Nuevo Urecho, Mich., entre los 19° 12' 38" de latitud norte y los 101° 53' 07" de longitud oeste. La altitud en el lugar es de 514 m, con clima: Aw (w), cálido subhúmedo con lluvias en verano, el porcentaje de lluvia invernal es menor a 5 (INEGI, 1985). Suelo vertisol crómico, con una topografía del terreno plano, exposición zenital y pendiente de 3% (DETENAL, 1979).

Las plantas se propagaron en el vivero del mismo rancho. La semilla de *G. arborea* y *T. grandis*, procedía de Costa Rica y la de *A. fraxinifolius* del estado de Puebla. La siembra de las semillas se llevó a cabo en almacigo y cuando las plántulas tenían una altura aproximada de 8 a 10 cm, se les trasplantó a bolsas de polietileno negro de 10 x 15 cm; posteriormente, se colocaron en platabandas. El substrato consistió en una mezcla de 70% de tierra de suelo vertisol y 30% de suelo andosol (topure).

Preparación del terreno.- Se realizó de forma mecanizada, con el uso de un tractor, para ello se barbechó a una profundidad de 30 cm con el fin de facilitar el riego, conservar la humedad y mejorar el drenaje.

Establecimiento de la plantación.- El establecimiento de la plantación experimental tuvo lugar en diciembre del 2003 con *G. arborea*, *T. grandis* y *A. fraxinifolius*, en una superficie de 7,000 m². Se incorporaron plantas de 6 meses de edad, con una altura promedio de 35 a 45 cm. El diseño de plantación fue “Marco real” y el sistema de “Cepa común”, con dimensiones de 30 x 30 x 30 cm, con un espaciamiento promedio de 4.0 x 4.0 m para *G. arborea* y *A. fraxinifolius*, que corresponde a 625 árboles ha⁻¹ y para *T. grandis* de 2.0 x 3.0 m, con una densidad de 1,666 árboles ha⁻¹.

A partir del inicio de la plantación y durante los meses de febrero a mayo, época de estiaje, se aplicaron riegos de auxilio cada 15 días. El mantenimiento consistió en la eliminación de malezas con la aplicación de herbicidas Faena® y Coloso, tres veces por año.

Modelo estadístico y análisis de la información

Se siguió un diseño experimental en bloques completos al azar, con tres tratamientos (especies): a) *T. grandis*, b) *A. fraxinifolius* y c) *G. arborea* y cuatro repeticiones; cada unidad constó de 25 plantas, para un total de 100 por especie. El modelo utilizado para el análisis estadístico (Martínez, 1988) se define como:

$$Y_{ij} = \mu + B_i + I_j + \epsilon_{ij}$$

Donde:

Y_{ij} = Variable respuesta (diámetro, altura y supervivencia)

B_i = Efecto del bloque, $i = 1, 2, 3, 4$

μ = Promedio general

I_j = Efecto del j -ésimo tratamiento, $j = 1, 2, 3$

ϵ_{ij} = Error aleatorio ij .

El análisis de varianza se ejecutó mediante el paquete Statistical Analysis System (SAS) y el procedimiento PROC GLM. Cuando se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$), se realizaron las pruebas de comparación de medias de Tukey.

Evaluaciones de campo.- Se hicieron cinco mediciones, una al establecer la plantación, a los 6, 12, 20 y 24 meses, durante las cuales se tomaron datos de altura, diámetro y supervivencia. Estos últimos fueron transformados a arcoseno para proceder a su análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Altura.- El análisis estadístico para esta variable a la edad de evaluación, mostró diferencias significativas en los tratamientos ($p \leq 0.05$), con un coeficiente de variación de 8.47% (Cuadro 1).

Cuadro 1. Análisis de varianza para la variable altura promedio a dos años de establecida la plantación de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Acrocarpus fraxinifolius* en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

FV	GL	SC	CM	F	P r > F
Repeticiones	3	0.1955	0.0651	0.24	0.8653
Tratamientos	2	4.3471	2.1735	8.01	0.0202
Error	6	1.6277	0.2712		
Total	11	75.4108			

FV = Factor de variación; GL = Grados de libertad; SC = Suma de cuadrados; CM = Cuadrado medio.

Al verificarse diferencias significativas entre las alturas promedio de las tres especies, se aplicó la prueba de comparación de medias de Tukey (Cuadro 2).

Cuadro 2. Prueba de Tukey para la variable altura promedio a dos años de establecida la plantación de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis*, y *Acrocarpus fraxinifolius* en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

Tratamientos	Valor
<i>Gmelina arborea</i>	6.8225 a
<i>Acrocarpus fraxinifolius</i>	6.2525 ab
<i>Tectona grandis</i>	5.3600 b

*Medias con diferente literal son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$).

La prueba indica que la mayor altura promedio correspondió a *G. arborea* con 6.82 m, seguida de *A. fraxinifolius* con 6.25 m y finalmente *T. grandis* con 5.36 m, lo que revela una diferencia de 0.57 m, en comparación con *A. fraxinifolius* y de 1.46 m respecto a *T. grandis* (Figura 1).

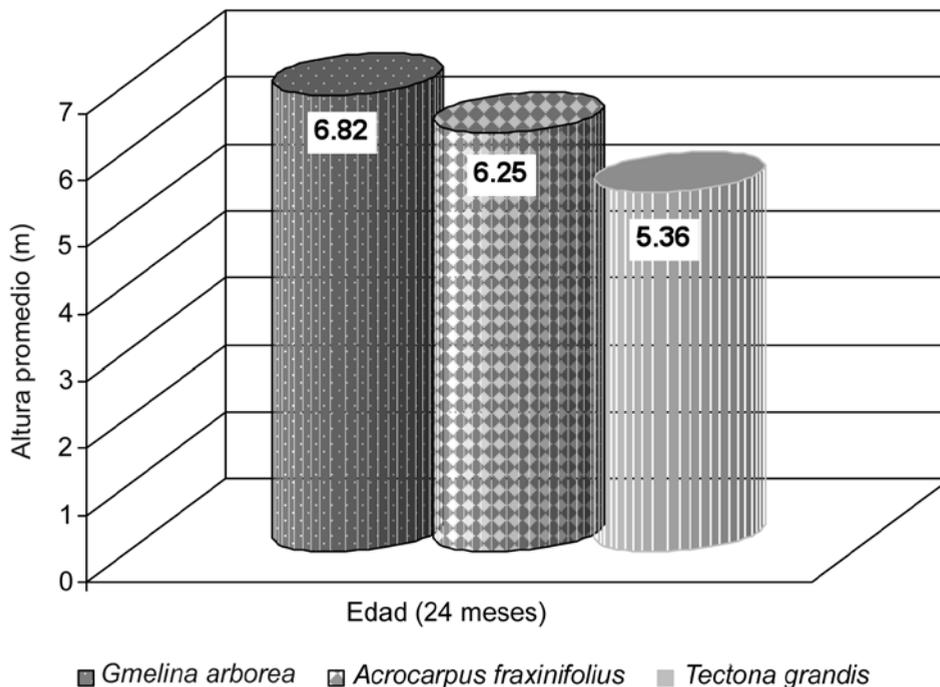


Figura 1. Altura promedio de la plantación de tres especies de rápido crecimiento, establecida a dos años de edad en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

Los resultados concuerdan con los de Bertoni y Juárez (1980) y de Gómez (1989) quienes identificaron diferencias significativas en las variables evaluadas. Concluyeron que *G. arborea*, alcanzó la mayor altura. Patiño *et al.* (1993), Reforesta Mexicana (2004) y Benavides *et al.* (2005) quienes confirmaron que esta especie registra el mayor crecimiento en altura; además de, la mejor adaptación y desarrollo. Sin embargo, difieren con los de De la Cruz y Barroza (1993, citados por Patiño *et al.*, 1993), autores que definieron al eucalipto como el taxón con los valores más sobresalientes, seguido de teca y melina.

Se considera que el crecimiento en altura alcanzado por *G. arborea* bajo las condiciones ecológicas de la localidad de Nuevo Urecho son aceptables, ya que los requerimientos climáticos son similares a los de su hábitat natural, a pesar de que los suelos originales son someros, de 50 cm de profundidad, textura arcillosa, ligeramente arenosa, franco y bien drenado. Así mismo, el desarrollo de melina se le puede atribuir a las características fisiológicas y genéticas de la especie que le permitieron tener una respuesta favorable al crecer en el medio ambiente adecuado.

A. fraxinifolius ocupó el segundo lugar en altura, con 6.25 m. Uno de los factores que afectó el crecimiento podría atribuirse a las condiciones edáficas locales, que no cumplen con sus requerimientos; ya que el suelo donde se estableció tiene mal drenaje; mientras que, en su lugar de origen prevalece el tipo vertisol pélico, de profundo a somero, con textura arcillosa y moderadamente drenado a bien drenado.

Tectona grandis alcanzó el crecimiento en altura menor con 5.36 m; lo anterior responde a que en la localidad estudiada se presentan condiciones climáticas diferentes a las características de las áreas de distribución natural de la especie. Una de las limitantes principales fue la precipitación; puesto que en el sitio original llueve de 1,250 a 2,500 mm anuales y en el de plantación la precipitación es de tan solo 1,000 mm; a ello habría de agregarse que la especie prefiere suelos planos, aluviales, de textura franco-arenoso o arcillosa, profundos, fértiles, bien drenados; condiciones que contrastan con el suelo local que tiene problemas de drenaje.

Debido a los resultados obtenidos a los dos años de establecida la plantación, *G. arborea* se considera con potencial para plantaciones forestales comerciales en ambientes similares a los estudiados, dentro de la región del trópico seco del estado. Además, como menciona Barrio (1980), este taxón se ha recomendado por su gran adaptabilidad e incrementos en altura y diámetro con respecto a los taxa nativos, aseveración que respalda Agrosot Ltda. (2000) que destaca a melina como una de las principales especies utilizadas en los programas de plantaciones forestales de muchos países.

Diámetro.- Los resultados en el periodo estudiado mostraron diferencias altamente significativas ($p \leq 0.05$). El coeficiente de variación fue de 14.01% (Cuadro 3).

Cuadro 3. Análisis de varianza para la variable diámetro normal a dos años de establecida la plantación de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Acrocarpus fraxinifolius* en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

FV	GL	SC	CM	F	Pr > F
Repeticiones	3	0.6066	0.2022	0.18	0.9077
Tratamientos	2	67.9783	33.9891	29.88	0.0008*
Error	6	6.8259	1.1376		
Total	11	75.4108			

FV = Factor de variación; GL = Grados de libertad; SC = Suma de cuadrados; CM = Cuadrado medio.

Dado que en los resultados del análisis de varianza se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos probados, se procedió a realizar su respectiva prueba de comparación de medias de Tukey (Cuadro 4).

Cuadro 4. Prueba de Tukey para la variable diámetro promedio a dos años de establecida la plantación de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Acrocarpus fraxinifolius* en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

Tratamientos	Valor
<i>Gmelina arborea</i>	10.81 a
<i>Acrocarpus fraxinifolius</i>	6.91 b
<i>Tectona grandis</i>	5.10 c

* Medias con diferente literal son estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$).

El análisis confirmó que a los dos años *G. arborea* tuvo el mayor crecimiento en diámetro, de 10.81 cm, seguida de *A. fraxinifolius* con 6.91 cm y *T. grandis* que sólo llegó a medir 5.10 cm. Al respecto, la diferencia de *G. arborea* fue de 3.90 cm, en relación a *A. fraxinifolius* y de 5.71 cm con *T. grandis* (Figura 2).

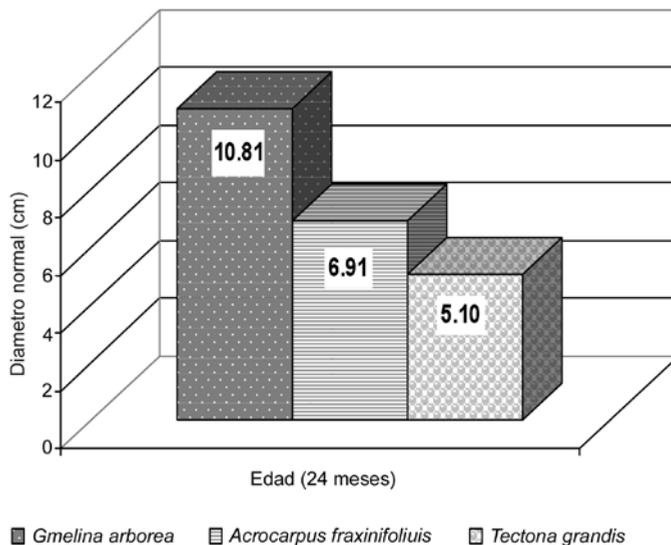


Figura 2. Diámetro normal (DAP) promedio de la plantación de tres especies de rápido crecimiento, a la edad de dos años de establecida en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

Igual que en la altura, los resultados anteriores concuerdan con los de Bertoni y Juárez (1980) y de Gómez (1989) quienes registraron diferencias altamente significativas entre las especies probadas y *G. arborea* fue el taxón que alcanzó el mayor diámetro. Lo mismo concluyeron Patiño *et al.* (1993), Reforesta Mexicana S. A. de C. V. (2004) y Benavides *et al.* (2005) en diferentes estudios realizados en el Campo Experimental del INIFAP en Escárcega, Campeche, en el municipio de las Choapas, Veracruz, y en La Huerta, Jalisco.

Supervivencia.- Con respecto a esta variable, no se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos probados ($p \leq 0.05$). El coeficiente de variación fue de 17.05% (Cuadro 5).

Cuadro 5. Análisis de varianza para la variable supervivencia a dos años de establecida la plantación de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Acrocarpus fraxinifolius*, en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

FV	GL	SC	CM	F	P r > F
Repeticiones	3	514.5804	171.5268	1.11	0.4164
Tratamientos	2	479.1261	239.5630	1.55	0.2871
Error	6	928.7620	154.7936		
Total	11	1922.4686			

FV = Factor de variación; GL = Grados de libertad; SC = Suma de cuadrados; CM = Cuadrado medio.

A la edad de dos años, la supervivencia de *G. arborea* era de 94.96%, seguida por *T. grandis* con 86.32% y *A. fraxinifolius* (81.86%) (Figura 3).

Los valores calculados en el presente trabajo son similares a los de Agropecuaria Santa Genoveva (2004) que registró una supervivencia promedio de 95% para *T. grandis* y *Cedrela odorata*; sin embargo, difieren de los de Bertoni y Juárez (1980), Patiño *et al.* (1993), Reforesta Mexicana S. A. de C. V. (2004) y Benavides *et al.* (2005).

Estado fitosanitario.- El estado general de la plantación en la actualidad es sano en 97.36%, sólo 2.64% de *A. fraxinifolius* se observó con gomosis. Referente a *T. grandis* y *G. arborea* no se identificaron problemas fitosanitarios, hasta la fecha de evaluación.

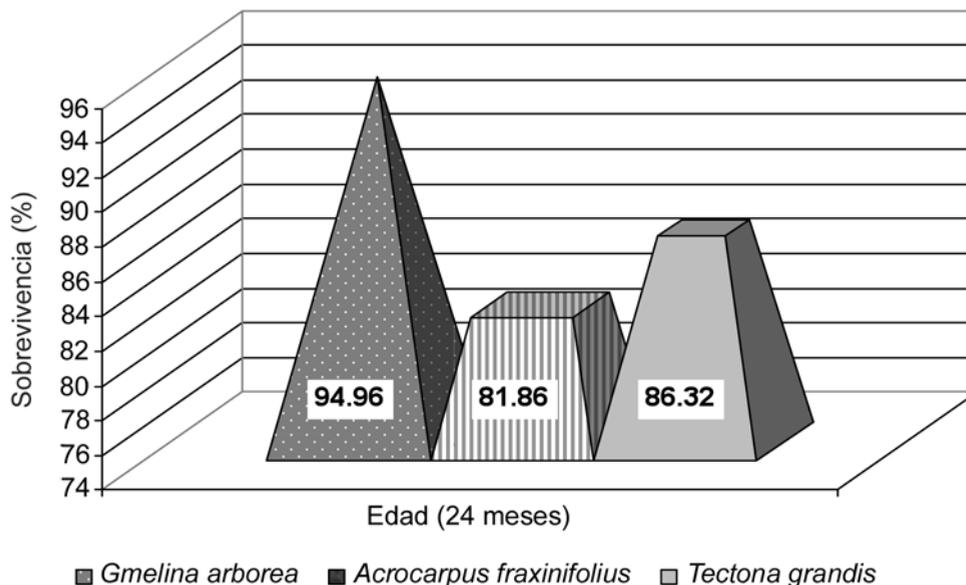


Figura 3. Supervivencia de la plantación con tres especies de rápido crecimiento, a dos años de establecidas en el municipio de Nuevo Urecho, Mich.

Incremento medio anual en altura (IMAA) e incremento medio anual en diámetro (IMAD)

Con la finalidad de mostrar el potencial de crecimiento de las especies en la localidad de Nuevo Urecho, Mich., se compararon el incremento medio anual en altura (IMAA) y diámetro (IMAD), con los valores obtenidos en diferentes países y en México.

Los IMAA para *G. arborea* en plantaciones forestales establecidas en diversos lugares, corresponden en orden de importancia para América Central de 3.95 m año⁻¹, “La Maquina”, Guatemala con 3.90 m año⁻¹ y Cuba con 2.71 m año⁻¹ (Cuadro 6).

Los IMAD en orden de importancia se presentan en La Habana, Cuba con 5.31 cm año⁻¹; Sierra Leona, África con 4.57 cm año⁻¹ y “La Máquina”, Guatemala con 2.95 cm año⁻¹ (Cuadro 6).

Cuadro 6. Incremento medio anual en altura (IMAA), diámetro (IMAD) y supervivencia de *Gmelina arborea* en plantaciones forestales establecidas en el extranjero.

Continente y/o País	Edad (años)	IMAA (m año ⁻¹)	IMAD (cm año ⁻¹)	Supervivencia (%)	Fuente
África	3	2.43	3.76	--	Agrosoft Ltda, 2000
	6	2.23	3.78 ⁺⁺⁺	--	Agrosoft Ltda, 2000
	7	2.0	4.57 ⁺⁺	--	Agrosoft Ltda, 2000
	10	1.52	3.2	--	Agrosoft Ltda, 2000
Brasil, Costa Rica y Colombia	20	1.5	2.5	--	Agrosoft Ltda, 2000
	4.5	2.71 ^{**}	5.31 ⁺	--	Agrosoft Ltda, 2000
Cuba	11.5	1.50	3.88	--	Agrosoft Ltda, 2000
	2	1.95	2.95	--	Hughell, 1991
América Central	2	2.95	4.2	--	Hughell, 1991
	2	3.95 [*]	5.5	--	Hughell, 1991
	2	3.9 ^{**}	2.95	90	Martínez, 1985
Nigeria	19	0.54	1.85	90	Egenti, 1983
		0.30	1.13	83	Egenti, 1983
Malawi	10	1.53	2.3	--	Lamb, 1968

Mayor IMA en altura (*) y diámetro (+); segundo lugar en IMA en altura (**) y diámetro (++); tercer lugar en IMA en altura (***) y diámetro (+++).

Los mejores IMAA para *G. arborea* se observan en América Central, Guatemala y Cuba, con un intervalo promedio de 3.52 m y para el IMAD, de 4.55 cm en Cuba y Sierra Leona, África. En contraste, en Nuevo Urecho, Mich. son de 3.41 m año⁻¹ y 5.41 cm año⁻¹, respectivamente.

El incremento medio anual en altura de esta especie es muy similar a lo citado en otras localidades del extranjero, ya que los resultados son mayores en América Central, Guatemala y Cuba en un 0.11 m año⁻¹. Sin embargo, el IMAD es superior en la localidad de Nuevo Urecho con 0.86 cm año⁻¹.

En el Cuadro 7 se resumen los resultados en varias localidades de la República Mexicana. Sobresalen en orden de importancia: Benito Juárez Tuxtepec, Oaxaca (4.08 m año⁻¹); Huimanguillo, Tabasco (3.20 m año⁻¹) y Escárcega, Campeche (3.14 m año⁻¹). En relación al IMAD, los números más altos se calcularon para Huimanguillo, Tabasco (4.04 cm año⁻¹); Escárcega, Campeche (3.92 cm año⁻¹) y Benito Juárez Tuxtepec, Oaxaca (3.56 cm año⁻¹).

Los mejores incrementos en altura y diámetro corresponden a las localidades de Tuxtepec, Huimanguillo y Escárcega, en el Cuadro 7 aparecen con un asterisco los valores promedio de IMAA e IMAD (3.47 m año⁻¹ y 3.99 cm año⁻¹, respectivamente).

En la localidad de Nuevo Urecho, Mich., el IMAA calculado para *G. arborea* es de 3.41 m año⁻¹; mientras que el IMAD estimado tiene un valor de 5.41 cm año⁻¹. En ambos casos, son inferiores a los incrementos obtenidos en las plantaciones consignadas en el Cuadro 7 con un asterisco, en promedio éstas superan los registros del presente trabajo en 0.06 m año⁻¹. Sin embargo, las diferencias no son significativas, por lo que es presumible que el IMAA es aceptable para el sitio de estudio.

Además, como menciona Boulet (1977), *G. arborea* plantada en el área adecuada logra en su fase inicial un IMAA de 1.50 m año⁻¹. En el caso de Nuevo Urecho, en su primer año alcanzó 1.71 m año⁻¹, lo que indica que su crecimiento es acelerado en las primeras etapas, y rebasa el incremento registrado por Boulet (1977).

Así mismo el IMAD de Nuevo Urecho es más grande, con 1.36 cm año⁻¹, al mejor incremento para una localidad de Tabasco (4.04 cm año⁻¹) (Cuadro 7), hecho que demuestra el buen potencial de crecimiento que tiene la especie para las condiciones del trópico seco de Michoacán.

En lo que se refiere a los IMAA e IMAD obtenidos para *A. fraxinifolius* en plantaciones establecidas en el extranjero, los mayores incrementos corresponden a Zambia con 2.68 m año⁻¹, seguido por Kenia, con 2.59 m año⁻¹ y finalmente la India, con un intervalo de 1.33 a 2.32 m año⁻¹. Los IMAD más relevantes se citan para este último país, con 2.83 cm año⁻¹ y Kenia con 2.79 cm año⁻¹ (Cuadro 8).

Cuadro 7. Incremento medio anual en altura (IMAA), diámetro (IMAD) y supervivencia de *Gmelina arborea* en plantaciones forestales establecidas en México.

Continente y/o País	Edad (años)	IMAA (m año ⁻¹)	IMAA (cm año ⁻¹)	Supervivencia (%)	Fuente
Jalisco	13	1.5	2.23	87	Benavides <i>et al.</i> , 2005
Campeche	7	1.5	1.96	90	Patiño <i>et al.</i> , 1993
Campeche	3	3.14***	3.33	70	Jiménez y Vera, 1993
Campeche	9	1.56	2.14	81	Patiño <i>et al.</i> , 1993
Tabasco	8	2.24	4.0++	--	De la Cruz y Barroza, 1993
Campeche	7	1.54	1.96	90	Gómez, 1989
Campeche	7	1.64	1.54	84	Juárez y Ramírez, 1985
Quintana Roo	5	0.62	0.82	66	Chavelas, 1985
Tabasco	2.5	3.2**	4.04+	--	De la Cruz, 1984
Campeche	5	2.40	3.15	97.22	Barrio, 1980
Campeche	9	1.55	3.86	--	Bertoni y Juárez, 1980
Campeche	6	1.83	3.18	81	Cedeño, 1978
Campeche	7	2.23	3.92+++	--	Cedeño, 1978
Oaxaca	4.8	4.08*	3.56	95	Escárpita, 1978

Mayor IMA en altura (*) y diámetro (+); segundo lugar en IMA en altura (**) y diámetro (++); tercer lugar en IMA en altura (***) y diámetro (+++).

Los IMAA e IMAD para el taxón de interés en Nuevo Urecho, Mich., son de 3.13 m año⁻¹ y 3.46 cm año⁻¹; ambos se lograron a los dos años de su establecimiento y son más grandes a los alcanzados en el extranjero (Cuadro 8). Los mejores IMAA para *A. fraxinifolius* en plantaciones de México, se registran en Xicotepec, Puebla, donde el primer año medía 7.50 m año⁻¹ y al tercero 5.33 m año⁻¹; en Villahermosa, Tabasco con 5.0 m año⁻¹. El IMAD para Xicotepec, Puebla es de 11.00 cm año⁻¹ y en Soconusco, Chiapas de 6.34 cm año⁻¹ (Cuadro 9).

Cuadro 8. Incremento medio anual en altura (IMAA), diámetro (IMAD) y supervivencia de *Acrocarpus fraxinifolius* en plantaciones establecidas en el extranjero.

País	Edad (años)	IMAA (m año ⁻¹)	IMAD (cm año ⁻¹)	Supervivencia (%)	Fuente
Zambia	4	2.68*	2.38	--	Cedeño, 1985
Costa Rica	7	2.59	2.82	--	Whitmore y Otorola, 1976
India	7	1.33	1.52	50	Holdridge, 1968
		2.31	2.59 ⁺⁺⁺	76	Holdridge, 1968
		2.32 ^{***}	2.83 ⁺	51	Holdridge, 1968
Kenia		2.59 ^{**}	2.79 ⁺⁺	73	Holdridge, 1968

Mayor IMA en altura (*) y diámetro (+); segundo lugar en IMA en altura (**) y diámetro (++); tercer lugar en IMA en altura (***) y diámetro (+++).

El IMAA e IMAD para *A. fraxinifolius* en la localidad de Nuevo Urecho, Michoacán, corresponden a 3.13 m año⁻¹ y 3.46 cm año⁻¹. Son superiores a los consignados en otros estados del país, entre los que sobresale Xicotepec, Puebla (Cuadro 9).

Los incrementos en altura y diámetro en otras entidades federativas probablemente responden a que las plantaciones se ubican en mejores condiciones de suelo y clima. Estos factores son primordiales para un mejor potencial de crecimiento de la especie y se deberán considerar en el futuro establecimiento de plantaciones comerciales en el estado de Michoacán.

En relación a los IMAA obtenidos para *Tectona grandis* en plantaciones del extranjero a diferentes edades, sobresalen las de Costa Rica con 3.25 a 3.31 m año⁻¹, Colombia con 3.20 m año⁻¹ y Argentina con 2.83 m año⁻¹. Referente al IMAD, los valores más relevantes se observan en Costa Rica con un intervalo de 3.20 a 3.38 cm año⁻¹, Kenia con 2.79 cm año⁻¹ y Colombia con 2.80 cm año⁻¹ (Cuadro 10).

Los IMAA e IMAD determinados para *T. grandis* en Nuevo Urecho son del orden de 2.68 m año⁻¹ y 2.55 cm año⁻¹, respectivamente. El incremento en altura resultó inferior a los estimados en Costa Rica, Colombia y Argentina. En cuanto al incremento del diámetro fue mayor en Costa Rica, Kenia y Colombia (Cuadro 10).

Cuadro 9. Incremento medio anual en altura (IMAA), diámetro (IMAD) y supervivencia de *Acrocarpus fraxinifolius* en plantaciones forestales establecidas en México.

Estado	Edad (años)	IMAA (m año ⁻¹)	IMAD (cm año ⁻¹)	Supervivencia (%)	Fuente
Chiapas	3.5	2.57	4.85	--	Reyes, 2005
		3.8	6.34 ⁺⁺	--	Reyes, 2005
Puebla	3	5.33 ^{**}	5.33 ⁺⁺⁺	--	SEPATRO, 1997
	1	7.50 [*]	11.00 ⁺	--	SEPATRO, 1997
Campeche	7	0.21	0.19	--	Gómez, 1989
Tabasco	3	1.38	1.38	98	Limón, 1989
Tabasco	7	2.0	3.73	--	Llera y Meléndez, 1989
Chiapas	12	1.43	2.92	--	Cedeño, 1985
Quintana Roo	5	0.34	0.40	16	Chavelas, 1985
Quintana Roo	1.6	3.23	2.84	74	Chavelas, 1985
Tabasco	3	5.0 ^{***}	4.2	--	Cedeño, 1985
Tabasco	2	3.7	3.2	--	Cedeño, 1985
Tabasco	3.6	3.0	4.2	--	Cedeño, 1985
Campeche	12	1.66	3.0	--	Cedeño, 1985

Mayor IMA en altura (*) y diámetro (+); segundo lugar en IMA en altura (**) y diámetro (++); tercer lugar en IMA en altura (***) y diámetro (+++).

Cuadro 10. Incremento medio anual en altura (IMAA), diámetro (IMAD) y supervivencia de *Tectona grandis* en plantaciones establecidas en el extranjero.

País	Edad (años)	IMAA (m año ⁻¹)	IMAD (cm año ⁻¹)	Supervivencia (%)	Fuente
Costa Rica	4	3.25	3.38 ⁺	--	Pérez y Kannine, 2003
	5	2.88	3.20	--	
Costa Rica	4	3.31 [*]	2.67	--	Chávez y Fonseca, 1995
	5	2.60	2.30	--	
Argentina	16.5	0.97	0.90	--	Chávez y Fonseca, 1995
Argentina	6	2.83 ^{***}	2.56	--	Chávez y Fonseca, 1995
Brasil	9	1.03	1.0	--	Chávez y Fonseca, 1995
Colombia	5	3.20 ^{**}	2.80 ^{***}	--	Chávez y Fonseca, 1995
	6	2.83	2.56	--	
Honduras	2.1	2.00	1.90	--	Chávez y Fonseca, 1995
Honduras	2.5	1.80	2.40	--	Chávez y Fonseca, 1995
India	7	1.33	1.53	50	Holdridge, 1968
	7	2.31	2.59	76	
Kenia	7	2.59	2.79 ⁺⁺	51	Holdridge, 1968

Mayor IMA en altura (*) y diámetro (+); segundo lugar en IMA en altura (**) y diámetro (++); tercer lugar en IMA en altura (***) y diámetro (+++).

En el Cuadro 11 se consignan los IMAA e IMAD para varios estados, en orden de importancia destacan: Campeche, Campeche con 4.35 m año⁻¹ y 4.30 cm año⁻¹, Las Choapas, con 2.17 m año⁻¹ y 3.0 cm año⁻¹ y Huimanguillo, con 2.0 m año⁻¹ y 2.63 cm año⁻¹.

En Nuevo Urecho, Michoacán, se calculó para esta especie un IMAA de 2.68 m año⁻¹ y un IMAD de 2.55 cm año⁻¹, valores superados por los registros de Campeche, con 4.35 m año⁻¹ y 4.30 cm año⁻¹, respectivamente. Lo que bien

Cuadro 11. Incremento medio anual en altura (IMAA), diámetro (IMAD) y supervivencia de *Tectona grandis* en plantaciones forestales establecidas en México.

Estado	Edad (años)	IMAA (m año ⁻¹)	IMAD (cm año ⁻¹)	Supervivencia (%)	Fuente
Jalisco	13	0.84	1.76	70	Benavides, 2005
Veracruz	1.3	1.58	2.1	--	Reforesta Mexicana 2004
	2.0	1.73	2.0	--	Reforesta Mexicana, 2004
	2.2	1.56	1.8	--	Reforesta Mexicana, 2004
	3.2	2.17**	3.0**	--	Reforesta Mexicana, 2004
Campeche	1	4.35*	4.30 ⁺	95	Agropecuaria Sta. Genoveva, 2004
Tabasco	8	2.0***	2.63***	--	De la Cruz y Barroza, 1993
Campeche	7	0.96	1.27	87	Díaz <i>et al.</i> , 1993
Campeche	7	0.36	0.56	20	Gómez, 1989

Mayor IMA en altura (*) y diámetro (+); segundo lugar en IMA en altura (**) y diámetro (**); tercer lugar en IMA en altura (***) y diámetro (***).

puede responder al hecho de que las plantaciones se ubican en mejores condiciones de suelo y clima que las objeto del presente estudio.

El IMAA en Nuevo Urecho es mayor al de Las Choapas y Huimanguillo, a diferencia del IMAD, que fue superior en estas últimas.

No obstante los resultados de este trabajo, se requiere continuar con investigaciones sobre la adaptación de especies introducidas a las diversas condiciones climáticas de la entidad; así como en aspectos relativos a la detección de plagas y enfermedades que pudieran presentarse a lo largo del turno de las plantaciones forestales comerciales.

CONCLUSIONES

Se obtuvieron diferencias altamente significativas en los tratamientos probados, para las variables altura y diámetro.

El mayor crecimiento en altura y diámetro correspondió a *G. arborea*, misma que registró el porcentaje de supervivencia más alto (94.96%); aún sin observarse diferencias significativas entre las especies para esta variable.

Las tres especies evaluadas tuvieron buena adaptación a las condiciones edafo-climáticas de la localidad de Nuevo Urecho, Mich., ya que alcanzaron supervivencias promedio superiores al 81%.

El estado general fitosanitario de la plantación es bueno, ya que más del 97.36% de los individuos tienen una condición sana.

Los mayores incrementos medios anuales en altura y diámetro se presentaron en *G. arborea* (3.41 m año⁻¹ y 5.10 cm año⁻¹), seguido de *A. fraxinifolius* (3.12 m año⁻¹ y 3.45 cm año⁻¹) y *T. grandis* (2.68 m año⁻¹ y 2.55 cm año⁻¹).

La comparación de los IMAA e IMAD de las tres especies, con los valores citados para localidades mexicanas y de otros países, determina que los incrementos de la plantación estudiada se consideran de buenos a regulares.

Con base a los crecimientos mostrados por *G. arborea*, resulta ser una especie potencial para utilizarse en plantaciones forestales comerciales en el trópico seco de Michoacán.

REFERENCIAS

Agrosoft Limitada (Agrosoft Ltda.). 2000. *Gmelina arborea* Roxb. Trees versión 2. Serie-Especial Forestales. Reporte de especies No. 4. Medellín, Colombia. pp. 2-9. http://www.colforest.com.co/serie_especies_forestales/gmelina-arborea.pdf. (02 de septiembre de 2005).

- Agropecuaria Santa Genoveva 2004. Proyectos integrales de producción agropecuaria y forestal en Campeche. Sexta Reunión Nacional de Plantaciones Forestales. Expo Forestal México Siglo XXI del 1 al 4 de junio de 2004. CONAFOR, PRODEPLAN, SEMARNAT. Guadalajara, Jal. México. 39 p.
- Barrio C., J. M. 1980. Plantaciones piloto de *Gmelina arborea* (Linn.) ensayada con tres fuentes locales. *Revista Ciencia Forestal* 5 (25): 41-57.
- Benavides U., G. S., J. D. Benavides, A. Rueda S. y M. Silva L. 2005. Evaluación del crecimiento de seis especies tropicales de rápido crecimiento en La Huerta, Jalisco. *In: Memorias del VII Congreso Mexicano de Recursos Forestales del 26 al 28 de octubre del 2005*. CONAFOR, SEMARNAT, INIFAP, FIRA. Chihuahua, Chih. México. 476 p.
- Bertoni V., R. y V. M. Juárez G. 1980. Comportamiento de nueve especies forestales tropicales plantadas en 1971 en el Campo Experimental Forestal Tropical "El Tormento". *Revista Ciencia Forestal* 5 (25): 3-40.
- Boulet, G. M. 1977. Monographie du *Gmelina arborea*. Bois et Forêts des Tropiques 172: 3-23.
- Castillo V., J. C., J. M. Jiménez C. y R. A. Díaz M. 1993. Germinación y crecimiento de tres especies forestales. Folleto de Investigación s/n. Centro de Investigación Regional del Sureste. INIFAP. Escárcega, Camp. México. 167 p.
- Cedeño S., O. 1978. Especies tropicales de rápido crecimiento. *In: Memorias de algunas experiencias forestales*. INIF. SFF-SARH. Pub. Esp. Núm. 12. México, D. F. México. pp. 27-37.
- Cedeño S., O. 1985. *Acrocarpus fraxinifolius* Wight. & Arn., especie promisoría para plantaciones forestales en el trópico húmedo. *In: Memoria de la III Reunión Nacional sobre Plantaciones Forestales*. INIF-SARH. Pub. Esp. Núm. 48. México, D. F. México. pp. 561-566.
- Comisión Forestal del Estado de Michoacán (COFOM). 2003a. Superficie forestal de Michoacán. Bosque y Selvas de Michoacán. Año 1, Vol. 1, Época 1, Núm. 1. Morelia, Mich. México. pp. 4.
- Comisión Forestal del Estado de Michoacán (COFOM). 2003b. Programa de plantaciones forestales de Michoacán. Bosque y Selvas de Michoacán. Año 1. Vol. 1. Época 1. Núm. 3. Morelia, Mich. México. pp. 6-7.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFORa). 1997. Marco de referencia. Disponible: http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/prodeplan/marco_prodeplan.htm. (20 de abril del 2006).
- Comisión Nacional Forestal (CONAFORb). 1997. *Acrocarpus fraxinifolius* Wight et Arn. Disponible: http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/pronare/fichas%20tecnicas/Acrocarpus%20fraxinifolius.pdf. (21 de octubre del 2005).

- Comisión Nacional Forestal (CONAFORc). 1997. *Gmelina arborea*. http://www.conafor.gob.mx/programas_nacionales_forestales/pronare/fichas%20técnicas/Gmelina%20arborea.pdf. (21 de octubre del 2005).
- Chávez, E. y W. Fonseca G. 1991. Teca *Tectona grandis* L. f. Especie de árbol de uso múltiple en América Central. Serie Técnica. Informe Técnico No. 179. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 47 p.
- Chavelas P., J. 1985. Estudios preliminares en *Acrocarpus fraxinifolius* Wight. Arn. *In: Memoria de la III Reunión Nacional sobre Plantaciones Forestales*. INIF-SARH. Pub. Esp. Núm. 48. México, D. F. México. pp. 204-218.
- Descripción de Estudio del Territorial Nacional (DETENAL). 1979. Descripción de la leyenda de la carta edafológica. Folleto explicativo. Pub. FAO/UNESCO. México, D. F. México. pp. 87-88.
- Egenti, L. C. 1983. *Gmelina arborea*. Initial observations on the international provenance trial. *In: Fast Growing Trees*. Anais. Simposio IUFRO em Melhoramento Genético e produtividade de espécies florestais de rápido crescimento. Silvicultura. Año VIII. No. 30. São Paulo. Brasil. pp. 161-163.
- Escárpita H., C. E. 1978. Aspectos generales de las plantaciones comerciales de La Sabana, en el estado de Oaxaca. *In: Memoria de la I Reunión Nacional sobre Plantaciones Forestales*. INIF-SARH. Pub. Esp. Núm. 13. México, D. F. México. pp. 424-439.
- Figueroa A., E. y R. Aparicio. 2009. El manejo del fuego en las prácticas agropecuarias y sus efectos en los bosques. *Rev. Electrónica de la Comisión Nacional Forestal*. Núm. 112. Junio de 2009. <http://www.mexicoforestal.gob.mx/editorial.php?id=15> (03 de junio de 2009).
- Fonseca G., W. 2004. Manual para productores de teca (*Tectona grandis* L.f.) en Heredia, Costa Rica. http://www.fonafifo.com/text_files/proyectos/ManualProductoresTeca.pdf. (08 de mayo del 2006).
- Gómez T., J. 1989. Comparación del crecimiento de ocho especies forestales tropicales, en Escárcega, Campeche, México. Tesis Profesional. Subsecretaria de Educación e Investigación Tecnológicas. Dirección General de Educación Tecnológica Agropecuaria y Ciencia del Mar. Instituto Tecnológico Agropecuario No. 5. Chiná, Camp., México. 64 p.
- Hughell, D. 1991. Modelo preliminar para la predicción del rendimiento de *Gmelina arborea* Roxb. en América Central. *Silvoenergía (C.R.)* No. 44:1-44
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1985. Síntesis Geográfica del Estado de Michoacán. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Secretaria de Programación y Presupuesto. México, D. F. México. 341 p.
- Jiménez C., J. M. y J. A. Vera G. 1993. Evaluación de doce procedencias de *Gmelina arborea* Roxb. Centro de Investigación Regional del

- Sureste. SARH, INIFAP. Folleto de investigación. s/n. Escárcega, Camp. México. 35 p.
- Juárez G., V. M. y M. Ramírez H. 1985. Crecimiento de *Gmelina arborea* Roxb. (L.) en cuatro espaciamientos. *Revista Ciencia Forestal*. 10 (56): 33-45.
- Lamb A., F. A. 1968. *Gmelina arborea* In: Fast Growing Timber Trees of Lowland Tropics. No. 1. Department of Forestry. University of Oxford. Comm. For. Inst. Oxford, UK. 34 p.
- Limón L., A. 1989. Comportamiento de tres especies forestales tropicales durante los primeros tres años de desarrollo en la sabana de Huimanguillo, Tabasco. In: Memorias del Simposio Agroforestal en México. Sistemas y métodos de uso múltiple del suelo. Linares, Nuevo León. México. pp. 209-225.
- Llera Z., M. y F. Meléndez N. 1989. Evaluación de especies tropicales como alternativa para la sustitución del árbol de sombra mote (*Erythrina* spp.) en el cultivo del cacao. In: Memorias del Simposio Agroforestal en México. Sistemas y métodos de uso múltiple del suelo. Linares, N L. México. pp. 263-277.
- Martínez, H. A. 1985. Producción de leña en zona seca de Guatemala. In: Salazar, R. (Ed.). Técnicas de producción de leña en fincas pequeñas y recuperación de sitios degradados por medio de la silvicultura intensiva. Actas. CATIES, FAO, MAB. Turrialba, Costa Rica. pp. 77-89.
- Martínez G., A. 1988. Diseños experimentales. Editorial Trillas S. A. México, D. F. México. pp. 118-160.
- National Academy of Sciences. 1979. Tropical legumes: resources of the future. National Academy Press. Washington, D.C. USA. pp. 195-197.
- Niembro R., A. 1986. Árboles y arbustos útiles de México. Ed. Limusa. México, D. F. México. 206 p.
- Ontiveros A., S. y M. T. García. 2002. Descripción de la especie *Acrocarpus fraxinifolius* Wight et Arn. Investigación descriptiva. Vol. 8. Época 2. Ciencia y Tecnología de la Madera, Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera. Universidad Michoacana San Nicolás de Hidalgo. (UMSNH). Morelia, Mich. México. pp. 2-7.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2004. Informe Nacional-México. (Versión 04) (Internet). http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/006/i221515s04htm (08 de abril del 2006).
- Patiño V., F. 1995. Espaciamiento en plantaciones forestales. *Revista Ciencia Forestal en México* 20 (77): 67-81.
- Patiño V., F., A. Rodríguez P., J. Marín C. y E. Díaz M. 1993. *Gmelina arborea* Roxb. Producción de planta, establecimiento y manejo de plantaciones. Libro Técnico. Centro de Investigación Regional del Sureste. SARH- INIFAP. Mérida, Yuc. México. pp. 31-33.

- Pérez C., L. D. y M. Kanninen. 2003. Estimación del volumen comercial a diámetros y alturas variables para *Tectona grandis* L.f. en Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 39:56-59.
- Reforesta Mexicana. 2004. Establecimiento de plantaciones comerciales en el municipio de Las Choapas, Veracruz, México. *In: Memoria de la VI Reunión Nacional de Plantaciones Forestales*. México, Siglo XXI. CONAFOR, PRODEPLAN, SEMARNAT. Guadalajara, Jal. México. pp.17.
- Reyes R., J. 2005. El sistema Agroforestal café (*Coffea* sp.)-cedro rosado (*Acrocarpus fraxinifolius* Wight. & Arn.) a diferentes altitudes en el Soconusco, Chiapas. *In: Memoria del VII Congreso Mexicano de Recursos Forestales*. CONAFOR, SEMARNAT, INIFAP, FIRA. Chihuahua, Chih. México. pp. 11.
- Sánchez M., A. 1989. Monografía de *Gmelina arborea* Roxb. y su situación en México. Tesis Profesional. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx., México. 95 p.
- Semillas y Productos Agroforestales del Trópico (SEPATRO). 1997. Cedro rosado. Guía del cultivo. <http://www.monografias.com/trabajos20/cedro-rosado/cedro-rosado.shtml>. (8 de agosto del 2005).
- Sistema de Información para la Reforestación (SIRE). 2005. SIRE-Paquetes Tecnológicos. *Tectona grandis*. CONABIO-SEMARNAP. <http://www.icraf.cgiar.org/treessd/AFT/Images/IMG00334.jpg>. (25 de enero del 2006).
- Whitmore, J. L. y A. T. Otarola. 1976. *Acrocarpus fraxinifolius* Wight. especie de rápido crecimiento inicial, buena forma y madera de uso múltiple. *Turrialba* 26:2: 201-203.

PRODUCTIVIDAD FOLIAR Y RADICULAR EN ECOSISTEMAS FORESTALES DEL NORESTE DE MÉXICO

José de Jesús Návar-Cháidez¹ y Enrique Jurado-Ybarra²

RESUMEN

La productividad primaria es clave en el entendimiento de los almacenes y flujos de varios elementos biogeoquímicos. En 16 comunidades forestales del noreste de México se midió la caída de hojas y ramas desde enero a junio de 2004; para ello se utilizaron 75 trampas de 1 x 1 m suspendidas sobre el suelo, con tres repeticiones al menos. Se midió la producción de raíces por medio de excavaciones con cilindros, de donde se extrajeron las raíces del suelo. Los resultados mostraron una gran variación temporal y espacial en los parámetros de interés. La productividad de hojarasca promedio (\pm intervalo de confianza $\alpha = 0.05$) fue de $3.79 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (± 1.43); destacan las comunidades de *Cupressus* spp. (9.25 ± 2.58), el matorral espinoso tamaulipeco en el derramadero (7.23 ± 2.09) y una plantación de *Pinus pseudostrobus* (5.27 ± 0.93), mientras que el resto de los bosques tuvieron valores inferiores a $4.05 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Las variaciones registradas se asocian con la cantidad de biomasa aérea presente. Los valores correspondientes a la hojarasca siguieron una tendencia estacional contrastante entre comunidades subtropicales y templadas; se definió que, cuantitativamente, es tan importante como la productividad maderable de muchos ecosistemas, por lo que no se debe obviar en los balances de masas y energía.

Palabras clave: Balance de masas, biomasa aérea, comunidades forestales templadas, matorral espinoso tamaulipeco, raíces finas, variaciones espacio-temporales.

Fecha de recepción: 12 de marzo de 2008.

Fecha de aceptación: 19 de octubre de 2009.

¹Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR)-IPN, Unidad Durango. Correo-e: jnavar@ipn.mx

²Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.

ABSTRACT

Primary productivity is a key to understand stocks and fluxes of several biogeochemical elements. The aim of this research project was to measure leaf and branch fall in 75 1 x 1m traps, suspended by ropes with at least three replicates in each of 16 plant communities of northeastern Mexico. Root production was measured during excavations using metal cylinders where roots were extracted. The results showed a great deal of variation on the measured parameters within and between plant communities. Average branch and leaf fall (\pm confidence intervals $\alpha=0.05$) was $3.79 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (± 1.43), where highest productivity was recorded on sites reforested with *Cupressus* spp (9.25 ± 2.58), Tamaulipan thornscrub located in an intermittent wetlands (7.23 ± 2.09) and a *Pinus pseudostrabus* reforestation site (5.27 ± 0.93) and the remaining of the plant communities recorded productivities of less than $4.05 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. There was some evidence that the variation in productivity was associated to total standing biomass. Branch and leaf fall followed a seasonal tendency with contrasting tendencies in subtropical and temperate plant communities. Finally leaf and branch fall are an important productivity component to be considered in any mass or energy balance of ecosystems of northeastern Mexico.

Key words: Mass balance, aerial biomass, temperate forest communities, Tamaulipan thornscrub, fine roots, seasonal spatial variations.

INTRODUCCIÓN

Aproximadamente 90% de la biomasa acumulada en la tierra se localiza en los bosques en forma de fustes, ramas, hojas, raíces y materia orgánica (Raeb *et al.*, 1996). Se estima que su producción anual a nivel mundial oscila de 50 a 75×10^9 Mg. Los componentes de productividad se clasifican en materia orgánica seca sobre el suelo (follaje, ramas, fustes, etc.) y la que se localiza por debajo de éste (raíces gruesas y finas, etc.).

Los estudios de hojarasca, generalmente, comprenden a las hojas, ramas, flores y frutos que caen de manera natural y se han utilizado como un índice que permite calcular la productividad primaria neta de una comunidad forestal. Dicho material es un componente cuantitativo y funcional del ecosistema que desempeña un papel importante en el ambiente físico y químico; su descomposición integra elementos de fertilidad y toxicidad al sustrato; intercepta la luz y sirve para regular los gradientes térmicos entre el suelo y la atmósfera; aumenta la captación de la lluvia, pero reduce su evaporación, por lo tanto, sirve de barrera física para muchos procesos y elementos (Facelli y Pickett, 2008), los cuales varían en el espacio y en el tiempo, porque la cantidad presente difiere en función de los sitios y momentos

evaluados; ya que es determinada por la tasa de producción, acumulación y descomposición (Cousteaux *et al.*, 1995).

El aporte de nutrimentos de la hojarasca de las especies estructurales es muy relevante, como la principal fuente de recursos vitales para el suelo forestal (Vitousek y Sanford, 1986) y representa alrededor del 80% del total de elementos nutritivos que regresan al suelo por los detritos del árbol. La cantidad y naturaleza de la hojarasca tienen una importante relación con la formación del suelo y el mantenimiento de su fertilidad, de ahí que tanto la cuantificación de su producción como su composición sean importantes para comprender los ciclos de elementos en los bosques (Rai y Proctor, 1986; Cousteaux *et al.*, 1995; Facelly y Pickett, 2008).

La productividad de la hojarasca es dinámica, pues los cambios climáticos, sucesionales, la edad de las plantas y las características del micrositio, son algunos de los factores que juegan un papel importante en esas variaciones espacio - temporales. Durante las sucesiones terrestres, el incremento en biomasa no fotosintética es muy significativo, por lo que, la caída de hojarasca no refleja la productividad; pero el proceso se invierte, y entonces, llega a constituir hasta un tercio del total de ésta (Puig y Bracho, 1987), a medida que avanzan y la comunidad llega a un estado de equilibrio o estabilidad.

En México se han realizado trabajos de producción de hojarasca, principalmente, en bosques tropicales húmedos y en bosques tropicales deciduos, como el de Álvarez *et al.* (1992). En este contexto, controles espacio - temporales también han sido estudiados de manera parcial. La producción primaria neta es menor cuando la altitud es mayor en bosques subtropicales deciduos (Martínez-Yrizar *et al.*, 1996). Pavón y Briones (2000) indican que la producción de hojarasca depende de la cantidad de lluvia que reciben las plantas durante la fase de crecimiento. Si se considera que la materia orgánica y los nutrimentos de la vegetación se reincorporan al suelo por el aporte de material foliar, sus resultados apoyan la teoría de que los desiertos son ecosistemas controlados por el agua. De acuerdo con los datos obtenidos en el trabajo de los huertos familiares de Sahcabá y Hocabá, Yucatán (Montañez, 1998), hay relación entre las especies que proporcionan más cantidad de biomasa, vía hojarasca, con aquellas que determinan la estructura del sistema.

Existen experiencias de investigación sobre productividad radicular llevados a cabo con excavaciones, minirrizotrones y observaciones directas (Vogt *et al.*, 1997). La controversia para estimar la dinámica de las raíces finas se asocia con la de la producción y cómo diferentes recursos abióticos cambian dichos parámetros. Una de las razones es que los árboles tienen asignaciones muy variables de la fotosíntesis para estas estructuras (con una variación del 4 - 69% del total del

carbono de la planta fijado por año), lo que puede afectar significativamente a los procesos ecológicos. En contraste, con la variabilidad más o menos baja de la productividad de las raíces bajo diferentes condiciones, su producción y turno pueden ser muy sensibles al ambiente y es una forma de respuesta de las plantas que se ajustan a un ambiente cambiante.

En México, y en particular en el noreste del país, existe poca información sobre la productividad foliar y radicular de los diferentes tipos de vegetación que existen. Razón por la cual, el estudio se enfoca en:

- a) Medir la cantidad de hojarasca y de raíces finas que producen 16 diferentes comunidades forestales
- b) Entender como la biomasa aérea total contribuye con la productividad de hojarasca
- c) Explicar las variaciones espacio - temporales en la productividad de hojarasca y de raíces.

Las hipótesis planteadas son las siguientes:

- 1) Las comunidades forestales producen cantidades similares de hojarasca y biomasa radicular
- 2) La biomasa aérea total no está relacionada con la productividad de hojarasca
- 3) No existen variaciones espacio - temporales en su productividad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del área de estudio

El área de estudio se ubica en el matorral y bosque escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), en los municipios de Linares e Iturbide, respectivamente, del estado de Nuevo León, México.

El matorral - escuela se localiza en las cercanías de la ciudad de Linares, N. L., dentro del ecosistema denominado matorral espinoso tamaulipeco entre los 24° 47' 00" latitud norte y 99° 32' 00" longitud oeste, el cual se distribuye en la Planicie Costera del Golfo Norte. El bioma cubre una superficie de 200,000 km² en el sur de Estados Unidos y noreste de México; aquí se ve afectado, negativamente, por el cambio de uso del suelo de forma importante por la práctica ancestral roza-tumba-quema (Treviño *et al.*, 1996; Návar-Chaidez, 2008). El lugar se sitúa a

360 msnm y posee un clima cálido, subhúmedo con una precipitación media anual de 745 mm y una desviación estándar de 250 mm, caracterizado en promedio por 80 eventos lluviosos, de los cuales sólo 5% sobrepasan 20 mm de lámina de agua. La temperatura media anual es de 22.3°C (Návar *et al.*, 1999) (Figura 1).

El bosque - escuela se ubica cerca del pueblo de Santa Rosa en el municipio de Iturbide, N. L. a 40 km al suroeste de Linares a 24° 43' 00" latitud norte y 99° 52' 00" longitud oeste. Tiene una superficie de 550 ha con un intervalo altitudinal de los 1,200 hasta 1,900 m, enclavado en la Sierra Madre Oriental. La precipitación promedio anual del área es de 600 mm con una desviación estándar de 240 mm y se presenta principalmente durante dos periodos (mayo - junio y julio - septiembre), con una estación interestival seca, denominada canícula. Los inviernos son secos, con la presencia de tormentas y ondas frías ocasionales procedentes del norte. La temperatura promedio anual es de 17°C, con valores que pueden llegar hasta 30°C en el verano y bajo 0°C en el invierno (Figura 1).

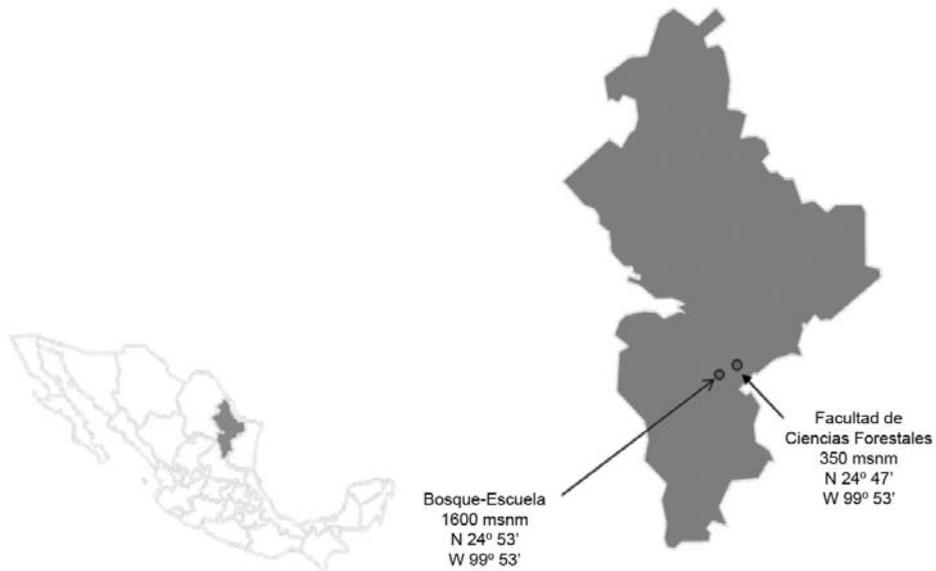


Figura 1. Localización bosque-escuela y matorral-escuela.

Se definieron cuatro áreas de estudio, una y tres en el matorral espinoso tamaulipeco (MET) y en la Sierra Madre Oriental, respectivamente. En el MET se establecieron tres sitios: 1) derramadero (matorral alto), 2) valle (matorral mediano) y 3) loma (matorral bajo). En el bosque - escuela otros tres, los cuales

se denominaron: a) La Loma (en reforestaciones de *Pinus pseudostrobus* Lindl. 1, *P. pseudostrobus* 2, *Cupressus* spp., *P. pinceana* Gordon, *P. cembroides* Zucc. y *P. nelsonii* Shaw.), b) *Quercus* (*Quercus canbyi* Trel. en dos sitios), c) *P. pseudostrobus* 1 (bosque nativo de *P. pseudostrobus* con dos sitios en el paraje La Palapa) y d) Las Adjuntas (en reforestaciones con *P. cembroides*, *P. pinceana* y *P. nelsonii*). En total se midió la hojarasca en 16 comunidades forestales, tres en el matorral espinoso tamaulipeco y 13 en la Sierra Madre Oriental.

La biomasa radicular se determinó sólo en 10 de estas comunidades; las tres del MET, las tres del sitio Las Adjuntas (*P. pinceana*, *P. cembroides* y *P. nelsonii*) y cuatro del sitio La Loma (*P. pseudostrobus*, *P. pinceana*, *P. cembroides* y *P. nelsonii*).

Recolección de hojarasca

En total se colocaron 75 trampas de 1m², construidas con un marco de madera y malla de plástico, a razón de tres repeticiones en cada parcela de 20 m²; fueron suspendidas en el aire con lazo para evitar el contacto con el suelo y la pérdida de hojarasca por diferentes procesos. Se establecieron en su mayoría entre enero y marzo de 2004 y las recolectas de hojarasca se realizaron, en promedio, cada 15 días.

Todo el material de la trampa se embolsó y etiquetó para trasladarse al laboratorio; donde se separaron las ramas y hojas del resto de los elementos orgánicos compuestos también por flores y frutos. Se pesó la muestra en verde, misma que se secó en la estufa por un periodo de 48 h a 90°C, finalmente, se registró el peso seco.

Biomasa radicular

En la recolecta de las raíces se utilizó un cilindro de 40 cm de largo y 23 cm de diámetro, que se insertó en el suelo empujándolo firmemente con un mazo hasta alcanzar la roca madre, a una profundidad que varió de 20 a 30 cm. A continuación, el suelo se extrajo del cilindro, se pesó y colocó en la estufa a una temperatura de 90°C durante 48 h, se registró el peso seco total. Se separaron las raíces superiores a 2 mm de diámetro y también se pesaron. Las raíces finas se obtuvieron pulverizando el suelo y enseguida se colocó en agua para separarlas por diferencia de densidades con el uso de un tamiz.

Análisis estadístico de los datos

El análisis de varianza completamente al azar se utilizó cuando los tratamientos considerados correspondieron a las diferentes comunidades, con r repeticiones. La biomasa arbórea total aérea se estimó mediante el ajuste de las

ecuaciones alométricas citadas por Nívar *et al.* (2004) y Nívar (2009). Se ajustó una relación lineal a los promedios de hojarasca y la biomasa aérea total calculada con las ecuaciones alométricas antes mencionadas.

RESULTADOS

La productividad de hojarasca del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México se ilustra en la Figura 2. En algunas fechas, para diversos sitios se presentó una alta variación en la productividad de hojarasca. En general, ésta fue superior entre los sitios que la observada para las fechas de muestreo; sin embargo, en el Derramadero se registró la mayor productividad, le sigue la del Valle y finalmente La Loma. La disponibilidad de agua del suelo y el aporte de la vegetación muestran la misma tendencia. La productividad promedio en estos lugares fue de (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $4.34 (\pm 1.37) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

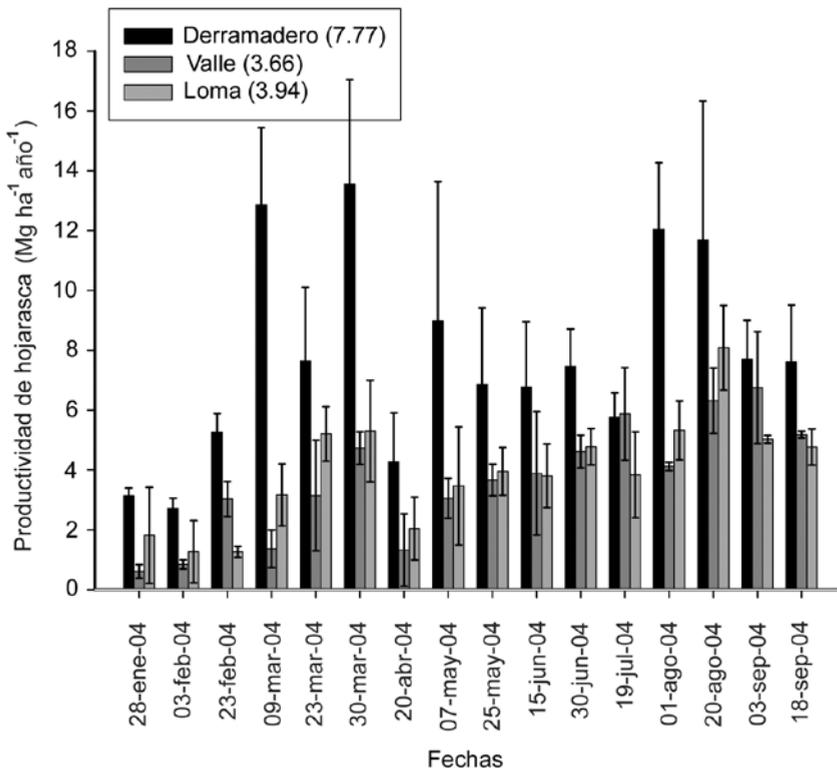


Figura 2. Productividad de hojarasca en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México.

La productividad de hojarasca de las reforestaciones con piñoneros en el sitio Las Adjuntas se muestra en la Figura 3. Los valores más altos se detectaron en los sitios de reforestación con *P. pinaceana*, seguido por el de *P. cembroides* y por el de *P. nelsonii*. En ocasiones la productividad fue superior en sitios con *P. cembroides*, pero su diferencia no es estadísticamente significativa. Los sitios de Las Adjuntas registraron una productividad promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $2.85 (\pm 1.58) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

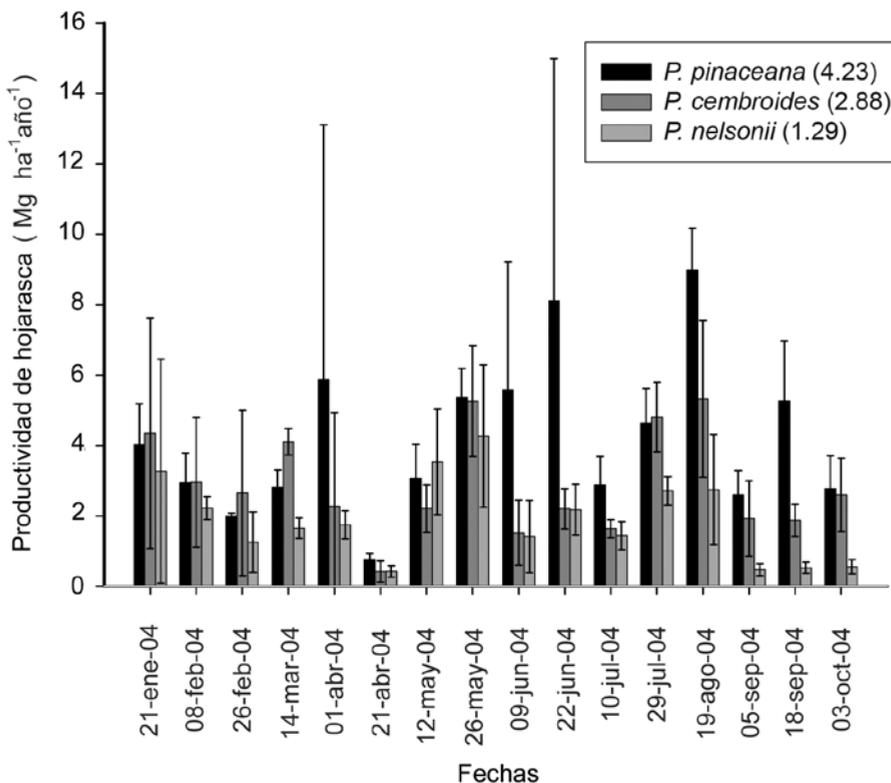


Figura 3. Productividad de hojarasca en una reforestación con tres especies de pinos piñoneros en el sitio Las Adjuntas en la Sierra Madre Oriental del noreste de México.

La productividad de hojarasca de las diferentes reforestaciones en La Loma, se presenta en la Figura 4.

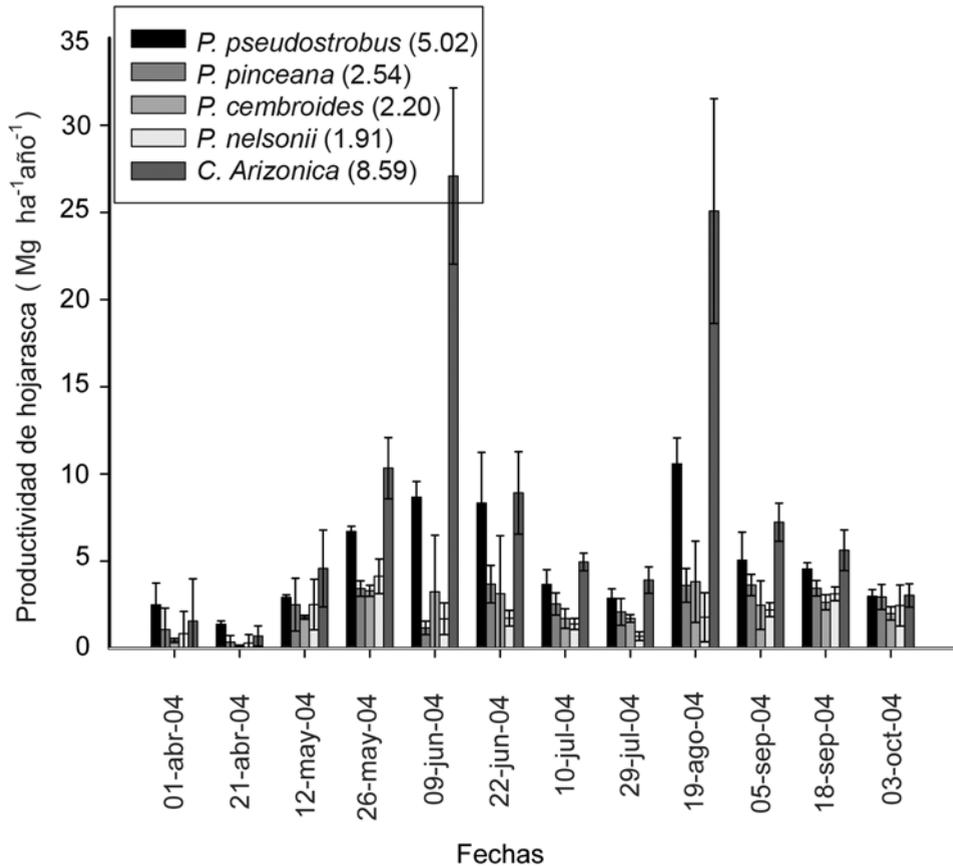


Figura 4. Productividad de hojarasca en reforestaciones con diferentes especies en el paraje La Loma en La Sierra Madre Oriental del noreste de México.

Se observó una distribución más amplia de la productividad de hojarasca, que se explica por las variaciones tan notorias que aportan las reforestaciones de *Cupressus* spp., que sobresale en algunos periodos. En orden descendente se identificaron las correspondientes a *P. pseudostrobus*, *P. pinceana*, *P. cembroides* y *P. nelsonii*. Estos sitios de La Loma del bosque-escuela tuvieron valores promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $4.12 (\pm 1.56) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; aunque *Cupressus* spp. alcanzó una productividad media de $9.25 (\pm 2.58) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

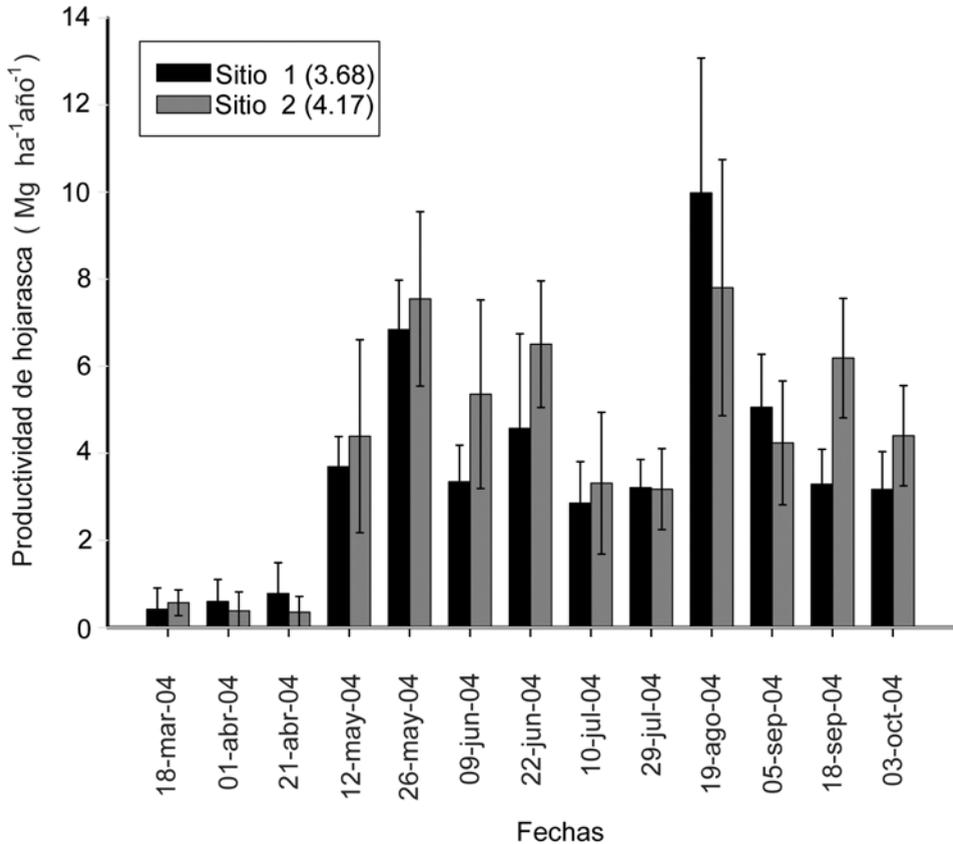


Figura 5. Productividad de hojarasca en el bosque nativo de *Pinus pseudostrobus* en el Paraje La Palapa en la Sierra Madre Oriental del noreste de México.

La productividad de hojarasca varió entre los sitios. Fue menor que lo obtenido cuando se consideraron las diferentes fechas de muestreo, esto indica la importancia del clima en el proceso. Las áreas de bosque nativo de *P. pseudostrobus* del bosque-escuela tuvieron una productividad promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $3.42 (\pm 0.92)$ Mg ha⁻¹ año⁻¹.

La variación tuvo un comportamiento similar al bosque nativo de pino (Figura 6). Los sitios de bosque nativo de *Quercus* spp. del bosque - escuela

presentaron una productividad promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $3.01 (\pm 1.39) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

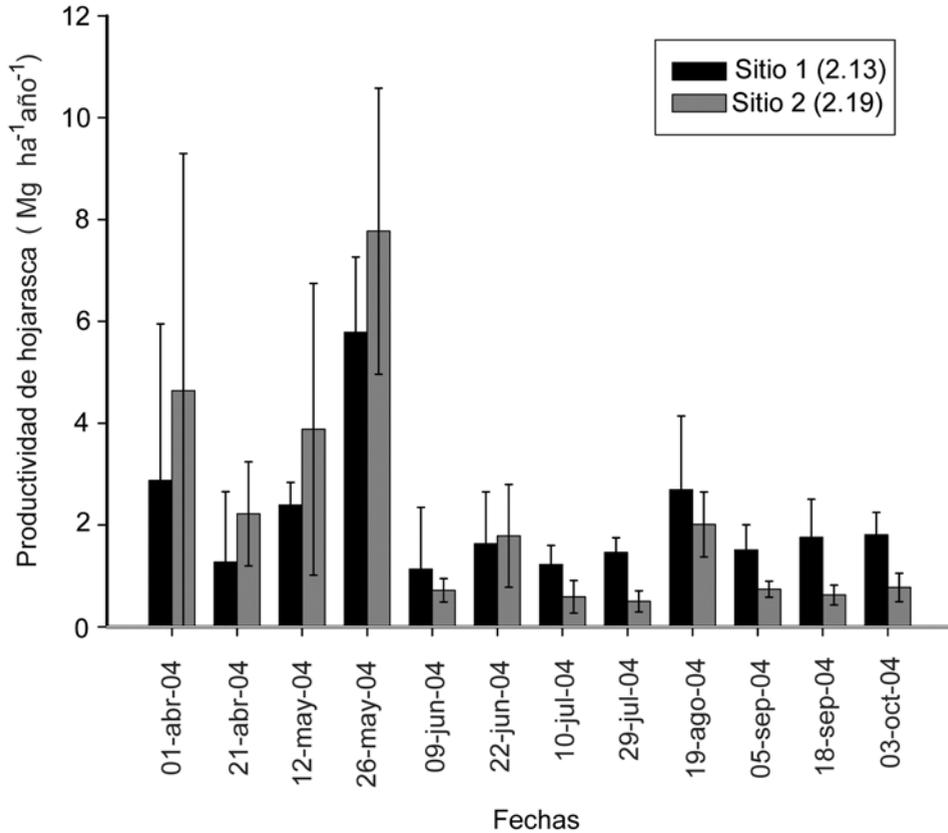
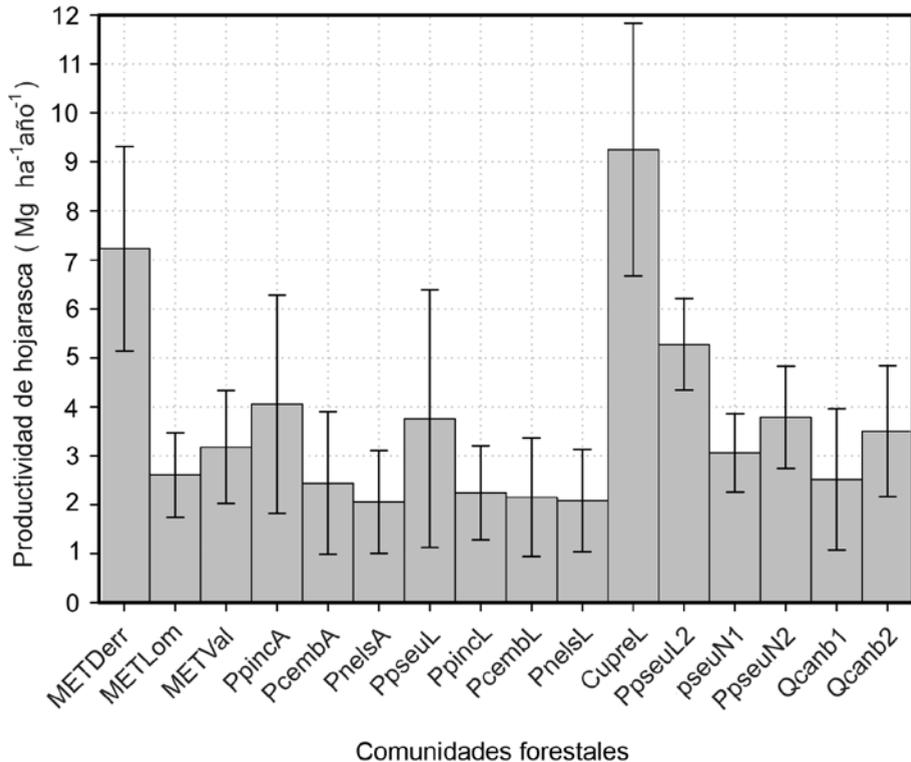


Figura 6. Productividad de hojarasca en un bosque nativo de encino en la Sierra Madre Oriental del noreste de México.

La productividad de hojarasca para cada una de las comunidades se muestra en la Figura 7. Se observa que las reforestaciones de *Cupressus* spp. resultaron superiores, con excepción del Derramadero en el matorral espinoso tamaulipeco; éste, a su vez, registró un valor más alto que las de pinos piñoneros o que la correspondiente a los bosques nativos de pino o encino. La mayoría de los tipos de vegetación tuvieron valores promedio menores a $4.0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, salvo las reforestaciones de *Cupressus* spp., el Derramadero y el Valle del matorral

espinoso tamaulipeco y la de *P. pseudostrabus* de La Loma. En general, la productividad promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) fue de $3.70 (\pm 1.43)$ Mg ha⁻¹ año⁻¹.



MET = matorral espinoso tamaulipeco; Derr = Derramadero; Lom = La Loma, Val = Valle; Pinc = *Pinus pinceana*; Pcomb = *P. cembroides*; Pnels = *P. nelsonii*; Ppseu = *P. pseudostrabus*; Cupre = *Cupressus* spp.; Qcamb = *Quercus canbyi*; A = Adjuntas; L = Loma; N = Nativo.

Figura 7. Productividad de hojarasca de las 16 comunidades de plantas estudiadas en el noreste de México.

Las variaciones de la productividad al nivel de la comunidad forestal fueron explicadas parcialmente por la biomasa aérea total (Figura 8). Se advierte una relación proporcional con una pendiente de 0.064. Es decir, a mayor cantidad de biomasa aérea las comunidades, en promedio, producen más hojarasca. La tasa es de 0.064 Mg ha⁻¹ año⁻¹ por cada Mg ha⁻¹ que existe en el sitio; el valor es

muy bajo porque se contrasta con la cantidad total, ante la ausencia de datos precisos de biomasa foliar. Mediciones de compartimentos de biomasa en reforestaciones de Durango (Návar *et al.*, 2004) indican que la parte foliar constituye 15% del total. Es claro que este índice está en función de la edad del árbol. Con dicho valor, un estimador de la caída de hojarasca que dependa de la biomasa foliar sería cercano a 42%. Una relación logarítmica que nace del origen es más aceptable desde el punto de vista fisiológico. Sin embargo, con el modelo lineal se obtuvo un mejor coeficiente de determinación.

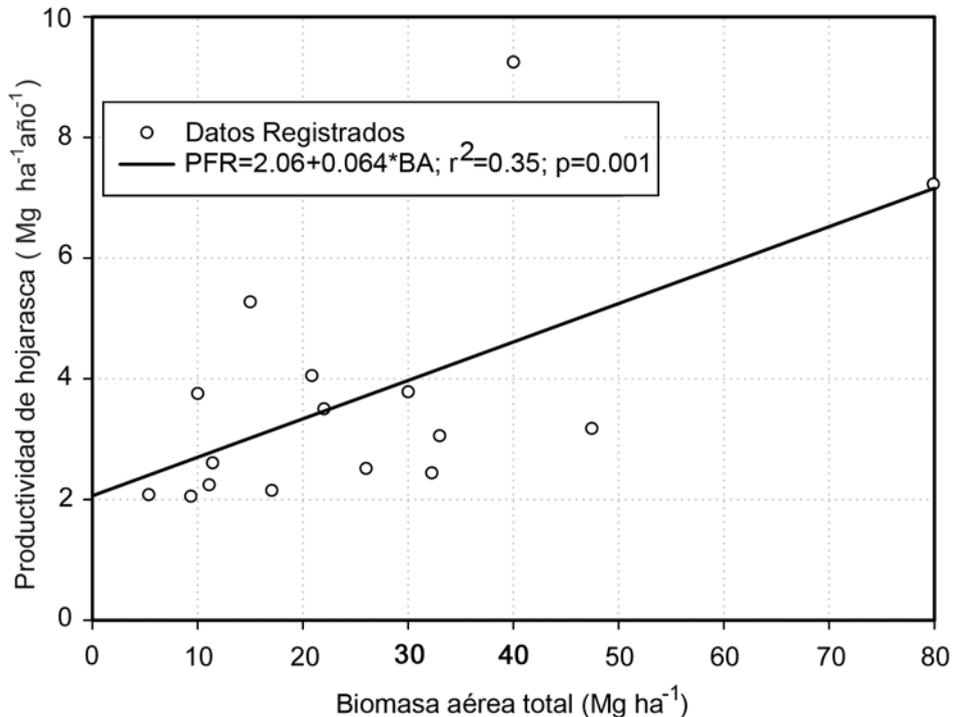


Figura 8. Relación entre la biomasa aérea total y la productividad de hojarasca en 16 comunidades forestales del noreste de México.

Mientras la productividad foliar en el matorral espinoso tamaulipeco de Linares, N. L. llega a su máximo durante la primavera, alcanza su mínimo en las comunidades templadas de piñoneros ubicadas en Iturbide, N. L. Esto se explica, parcialmente, por la interacción fenología de las especies y el clima. Así, la mayoría de las especies del matorral florecen y producen hojas en las etapas primarias de la primavera y otras esperan a las lluvias; en los piñoneros parece que la formación de hojas ocurre en invierno y verano.

La productividad radicular del matorral espinoso tamaulipeco y en las reforestaciones de Las Adjuntas se presenta en la Figura 9. Se determinó una variación muy amplia entre los sitios y en las comunidades, pero no diferencias estadísticamente significativas. La productividad radicular promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) fue de $5.22 (\pm 0.99)$ $\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. El paraje La Loma registró un comportamiento similar; aunque sin diferencias estadísticamente significativas, para el caso de las comunidades. Su productividad radicular promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) se calculó en $3.51 (\pm 1.12)$ $\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. La del paraje Las Adjuntas mostró diferencia estadísticamente significativa en que *P. nelsonii* tuvo la menor productividad radicular. En esa localidad la productividad radicular promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) fue de $4.96 (\pm 1.16)$ $\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$.

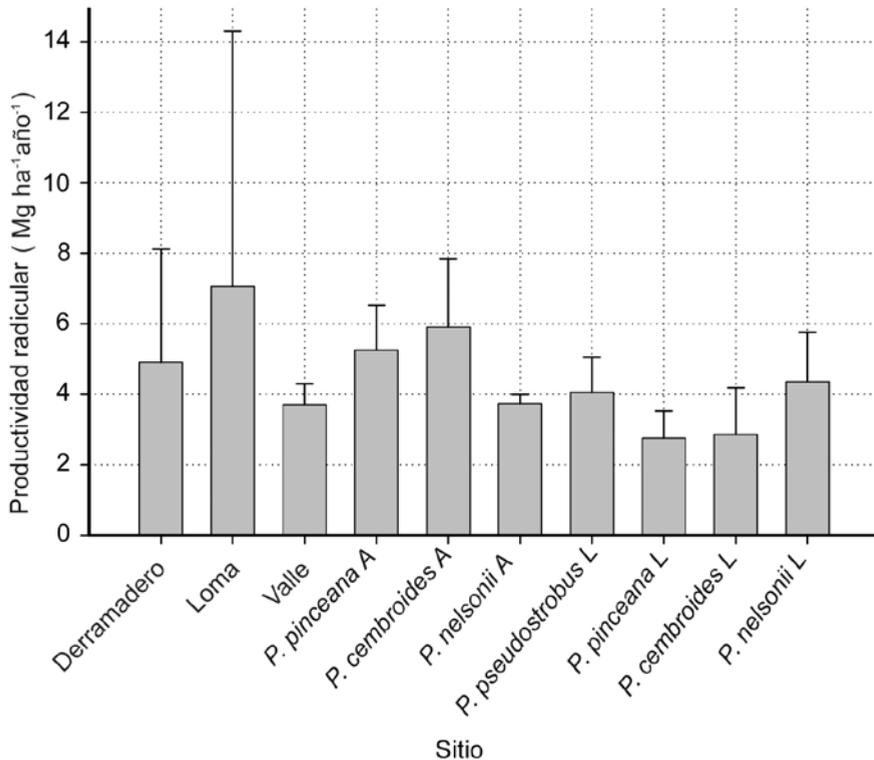


Figura 9. Productividad radicular en el matorral espinoso tamaulipeco, La Loma y Las Adjuntas con reforestaciones de diferentes especies de pinos en el noreste de México.

DISCUSIÓN

Los datos de productividad de hojarasca para el matorral que se distribuye en el Derramadero indican un promedio de $7.77 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y son similares a la caída de material foliar registrada en un bosque semi decíduo de Brasil, donde se midieron $8.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Bretasso-Borges *et al.*, 2003). En los sitios de La Loma del bosque – escuela, localizado en Iturbide, N. L., se determinó una productividad promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $4.12 (\pm 1.56) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, aunque para *Cupressus* spp. se estimó un valor promedio de $9.25 (\pm 2.58) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, el cual es mayor que la productividad foliar citada para *Cupressus* spp. en Colombia con $3.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Ramírez-Correa *et al.*, 2007). Los sitios de bosque nativo de *Quercus* spp. del bosque - escuela, Iturbide, N. L. tuvieron una productividad promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $3.01 (\pm 1.39) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, menor que las $7.9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que se obtuvieron en Colombia para *Quercus humboldtii* Bonpl. (Ramírez-Correa *et al.*, 2007).

En general las comunidades presentaron una productividad foliar promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de $3.70 (\pm 1.43) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, valor reducido si se le compara con la productividad de hojarasca en bosques tropicales de Brasil que asciende a $10.5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figueira *et al.*, 2000). Estas observaciones se ubican en el intervalo consignado para bosques venezolanos, cuyos valores son del orden de $3.9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Dezseo y Chacón, 2006).

La productividad radicular promedio (\pm intervalos de confianza, $\alpha = 0.05$) de todas las comunidades forestales fue de $4.46 (\pm 0.84) \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Estadística que parece alta en contraste con las cifras disponibles en la literatura. Así, en suelos más o menos drenados en Carolina del Sur, la productividad de raíces finas ($<3 \text{ mm}$) es de $1.8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Baker *et al.*, 2001). En bosques de pino y encino, el mismo indicador se calcula en 2.51 y $3.63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente (Usman *et al.*, 1999).

La productividad de hojarasca y radicular parecen ser muy altas en comparación con la fustal y ramal de las comunidades forestales analizadas. Estas últimas, para el matorral espinoso tamaulipeco varían desde $1.50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Návar *et al.*, 2001) hasta $2.39 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y en el caso de reforestaciones de pinos piñoneros, es menor a $1.00 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a una edad de entre 15 y 20 años. Los valores tan contrastantes podrían ser el resultado de varios factores, dentro de los cuales destacan las dimensiones de las plantas, los estadíos sucesionales y la respuesta a los cambios ambientales, entre otros.

La productividad de hojarasca no debe de obviarse en los balances de masas y de energía en comunidades forestales como las aquí estudiadas; ya que es cerca

de 2 a 4 veces mayor que la productividad fustal y ramal, lo que probablemente obedece a que las plantas están en las fases intermedias del establecimiento del matorral espinoso tamaulipeco, el cual se dejó de trabajar de forma convencional (roza-tumba-quema-abandono-enmontamiento) a finales de los años 70s. Las reforestaciones del bosque - escuela, por otra parte, cuentan con tan solo 20 años de edad. Es decir, a medida que la comunidad está en la etapa de regeneración, es factible que las productividades se equilibren y, conforme envejecen, la correspondiente a las raíces y de hojarasca aumenta en contraste con la productividad fustal y ramal, para regresar posiblemente al equilibrio, en comunidades maduras.

El medio ambiente desempeña un papel importante en la diferencia de productividades aérea y subterránea. El índice de precipitación anual y evapotranspiración anual va desde 0.62 hasta 0.75, del matorral espinoso tamaulipeco a los bosques templados y reforestaciones de la Sierra Madre Oriental. En este contexto, las plantas utilizan estrategias o adaptaciones para sobrevivir en ambientes deficitarios de agua, en respuesta a los cambios ambientales. Por ejemplo, los índices de biomasa radicular / biomasa aérea son altos, como ha sido notado para chaparrales de California (Kummerow *et al.*, 2004).

La profundidad del suelo que ocupan los sistemas radiculares es variable también entre comunidades áridas del Desierto Chihuahuense y es una consecuencia de las condiciones del ambiente (Zou *et al.*, 2005). Altos potenciales del agua en las plantas (-4.0 MPa) se observan durante sequías severas en especies del matorral espinoso tamaulipeco (González-Rodríguez y Cantú-Silva, 2001). Nívar y Bryan (1990) propusieron que la escorrentía fustal podría ser un mecanismo de adaptación de los arbustos a los ambientes áridos.

Es notoria la falta de información para entender las variaciones existentes tanto en las comunidades forestales estudiadas, como en los diferentes estadíos sucesionales, preguntas a resolver con trabajos específicos posteriores en estos ecosistemas del noreste de México.

CONCLUSIONES

La productividad de hojarasca y radicular en 16 comunidades forestales del noreste de México presentaron mucha variación espacio - temporal, la cual se explica, parcialmente, por las irregularidades en los valores de la biomasa aérea y, tal vez, por los diferentes ritmos fenológicos que pudieron haber contribuido a entender parte de la dispersión remanente.

Respecto a las fechas de muestreo la variación es originada, al menos en parte, por la interacción clima y fenología de las especies, ya que se observan

patrones o tendencias contrastantes en comunidades semi-áridas subtropicales y en comunidades templadas.

REFERENCIAS

- Álvarez S., F. J., G. R. Sánchez, I. Sánchez-Gallén y J. A. González-Iturbe. 1992. Métodos para el estudio de la productividad primaria y la descomposición en comunidades terrestres. Cuadernos de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 52 p.
- Baker, T. T., W. H. Conner, B. G. Lockaby, J. A. Stanturf and M. K. Burke. 2001. Fine root productivity and dynamics on a forested floodplain in South Carolina. *Soil Science Society of America* 65: 545-556.
- Bretasso-Borges, M. S., D. Prieto-Trueba, F. C. Peral, C. A. R. Tamburi, R. Caseri y R. Berzaín-Iturralde. 2003. Producción de hojarasca em um bosque semidecíduo estacional em São Pedro, Potriendaba, São Paulo, Brazil. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 24: 173-176.
- Couteaux, M. M, P. Bottner and B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 63-66.
- Dezseo, N. and N. Chacón. 2006. Litterfall and nutrient input in undisturbed and adjacent fire disturbed forests of the gran sabana, southern Venezuela. *Interciencia* 31: 894-899.
- Facelli, J. M. and S. T. A. Pickett. 2008. Plant litter: its dynamics and effects on plant community. *Botanical Review* 57: 1-32.
- Figueira, A. M. S., C. A. Souza, A. Maia, H. Rocha, H. Freitas, M. Goulden, M. Menton and S. D. Miller. 2000. Litterfall and leaf area measurements before and after logging in Tapajós National Forest, Santarem-Pará, Brasil. AGU Chapman Conference. San Diego, CA. USA. 12 p.
- González-Rodríguez, H. e I. Cantú-Silva. 2001. Adaptación a la sequía de plantas arbustivas de matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 4: 454-461.
- Kummerow, J., D. Krause and W. Jow 2004. Root systems of chaparral shrubs. *Oecologia* 29: 163-177.
- Martínez-Yrizar, A., J. M. Mass, L. A. Pérez-Jiménez and J. Sarukhán K. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 12: 169-175.
- Montañez E., P. 1998. Producción de hojarasca y aporte de nutrimentos en los huertos familiares de Hocabá y Sahcabá, Yucatán, México. Tesis de Maestría. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yuc., México. 110 p.
- Návar, J. and R. Bryan. 1990. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 115: 51-63.

- Návar J., F. Charles and E. Jurado. 1999. Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 124: 231-239.
- Návar, J., J. Nájera and E. Jurado. 2001. Preliminary estimates of biomass growth in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 47(3): 281-290.
- Návar, J., E. Mendez, J. Graciano, V. Dale and B. Parresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59(4): 657-674.
- Návar-Chaidez, J. J. 2008. Carbon fluxes resulting from land use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management* 3:6 doi:10.1186/1750-0680-3-6.
- Návar, J. 2009. Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Annals of Forest Science* 66: 208-216.
- Pavón, N. P. and O. Briones. 2000. Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in Mexico. *Plant Ecology* 146: 131-136.
- Puig, H. y R. Bracho. 1987. El bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas. Instituto de Ecología, A. C. México, D. F. México. 186 p.
- Ramírez-Correa, J. A., C. M. Zapata-Duque, J. D. León-Peláez y M. I. González-Hernández. 2007. Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia* 32: 303-311.
- Raeb, I., U. Asan y O. Grozeb. 1996. Acumulación de CO₂ en la parte aérea de la biomasa de los bosques de Turquía y Bulgaria, en las últimas décadas. *In: Memorias XII Congreso Forestal Mundial, Natalia, Turquía.* pp. 121-128.
- Rai, S. N. and J. Proctor. 1986. Ecological studies on four rainforests in Karnataka, India. II. Litterfall. *Journal of Ecology* 74: 455-463.
- Treviño, E., A. Akca, J. Návar, J. Jiménez and O. Aguirre. 1996. Detection of land use change by satellite imagery in the municipality of Linares, Nuevo León, México. *Proceedings of the Fifth International Conference on Desert Development. Vol I. Texas Tech University, August 12–17.* pp. 236-240.
- Usman, S., S. P. Singh and Y. S. Rawat. 1999. Fine root productivity and turnover in two evergreen Central Himalayan Forests. *Annals of Botany* 84: 87-94.
- Vitousek, P. M. and R. L. Sanford. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review Ecology and Systematics* 17: 137-167.
- Vogt, K., D. Vogt and J. Bloomfield. 1997. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. *Plant and Soil* 200: 71-89.
- Zou, C., S. R. Archer, P. Barnes and C. McMurty. 2005. Soil moisture redistribution as a mechanism of facilitation in savanna tree-shrub clusters. *Oecologia* 145: 32-40.

CRECIMIENTO ANUAL EN VOLUMEN Y ESTADO NUTRICIONAL DE *Pinus pinaster* Ait. EN ASTURIAS, ESPAÑA

Elias Afif Khouri¹, Elena Canga Líbano²,
José Alberto Oliveira Prendes¹, José Javier Gorgoso Varela¹ y
María Asunción Cámara Obregón¹

RESUMEN

Se estudiaron las propiedades del suelo y el estado nutricional en seis masas de *Pinus pinaster* localizadas en la parte centro - occidental de Asturias. Además, se relacionó el estatus nutricional de los suelos y de los árboles con el incremento anual medio en volumen con corteza (IAVC). Los árboles se clasificaron en 10 clases diamétricas de 5 cm de amplitud; de cada una se derribaron y midieron tres individuos dominantes y a continuación se calculó el IAVC. El análisis nutricional se realizó en acículas, ramas de diámetro comprendido entre 2 y 7 cm, de 0.5 a 2 cm, inferior a 0.5 cm y en rodajas extraídas a diferentes alturas del fuste. Las mayores concentraciones de nutrientes se obtuvieron en las acículas, con deficiencias en el contenido de P, K y una descompensación en la relación N:P, que disminuyó progresivamente en las ramas de menor a mayor diámetro. El IAVC presentó una correlación negativa con el N, contenido de materia orgánica y Ca intercambiable en el suelo y con el Ca foliar. El P, K y Mg en las ramas de menos de 0.5 cm de diámetro tuvo una correlación positiva con el IAVC, al igual que la capacidad de intercambio catiónico efectiva, el contenido de arcilla y el pH. Los resultados indican que otros factores, como el pH del suelo, interfieren en la asimilación del Ca y revelan la importancia de reincorporar al terreno las ramas finas y ramillas, así como incorporar la fertilización en los programas de reforestación.

Palabras clave: Análisis nutricional de acículas, análisis nutricional de ramas, análisis nutricional de rodajas, análisis químico de suelo, incremento anual en volumen, *Pinus pinaster*.

Fecha de recepción: 23 de junio de 2008.

Fecha de aceptación: 26 de octubre de 2009.

¹ Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Escuela Universitaria de Ingenierías Técnicas, Universidad de Oviedo. Correo-e: elias@uniovi.es

² Servicio de Planificación y Gestión de Montes del Principado de Asturias.

ABSTRACT

The relationships among soil parameters, tree nutrition and annual volume increment including bark (AVIC) were examined in six regular stands of a *Pinus pinaster* plantation located in the central-western area of Asturias (NW Spain). The trees were classified in 10 diameter classes with a difference of 5 cm in width. Three dominant trees of each class were cut and AVIC was calculated. The nutritional analysis was carried out in needle, branches of diameter between 2 and 7 cm; 0.5 and 2 cm; below 0.5 cm and slice obtained from different stem heights. The highest nutrient concentrations were found in the needle, showing deficiencies in P and K content and an imbalance in the N:P relation that becomes lower progressively in the branches from smaller to bigger diameters. The AVIC was negatively correlated with total N, organic matter content and exchangeable soil Ca and with foliar Ca. The P, K and Mg in the branches of less than 0.5 cm diameter were positively correlated with AVIC, as well as the effective cation exchange capacity, clay content and pH. The results suggest that other factors, like the soil pH, are diminishing Ca assimilation and reveal the importance of fine crown fractions along with the fertilization need to be considered in reforestation programs.

Key words: Needle analysis, branches analysis, slice analysis, soil analysis, annual volume increase, *Pinus pinaster*.

INTRODUCCIÓN

Pinus pinaster Ait. es una conífera nativa de la región mediterránea occidental y del oeste de Europa. Constituye masas forestales en Francia, España, Portugal, Italia, Marruecos, Argelia y Túnez. En España es el pino que ocupa, de forma natural, mayor superficie y también con el que más se ha repoblado el noroeste español (Figura 1). *Pinus pinaster* subsp. *atlantica* (*P. pinaster* Ait.) se desarrolla al norte de Portugal, noroeste de España y suroeste de Francia, siempre en cotas bajas entre el nivel del mar y 600 m de altitud. En la actualidad, el área arbolada de Asturias es de 434,896 ha, de las cuales alrededor de 40,000 ha corresponden a pinares (*P. radiata* D. Don, *P. pinaster* y *P. sylvestris* L.), de ellos, los conformados por *P. pinaster* cubren 20,844 ha, con una producción de 65,000 m³ de madera cortada al año (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).



Figura 1. Plantación de *Pinus pinaster* en Asturias, noroeste de España.

Dada la importancia económica de la producción forestal, los estudios de los ciclos de nutrimentos en bosques están siendo sujetos de mayor atención ya que permiten conocer la producción primaria y el flujo de energía (Rodà *et al.*, 1999; Krebs, 2001), razón por la cual suelen tener los precios más altos en las valoraciones económicas de los servicios de los ecosistemas (Constanza *et al.*, 1997). Hoy en día muchos científicos y prestadores de servicios forestales se preguntan si las prácticas silvícolas utilizadas reducen o no la fertilidad del suelo y si las pérdidas en la fertilidad disminuyen la productividad, para cuyo mantenimiento resulta primordial conservar los almacenes de nutrimentos del suelo, los que dependen, fundamentalmente, de la existencia de balances positivos entre las entradas y las salidas de dichos componentes al sistema (Fisher y Binkley, 2000; Dumroese *et al.*, 2000).

El almacén nutritivo presente en todos los elementos del ecosistema se cuantifica mediante los inventarios nutricionales. En ellos se determinan las cantidades contenidas en el suelo y las fracciones de la biomasa arbórea, por ejemplo. Este tipo de información constituye una valiosa herramienta para la gestión sostenible de los sistemas forestales, porque permite estimar los nutrimentos extraídos durante las actividades antrópicas o en los procesos naturales (Nambiar, 1996; Augusto *et al.*, 2000).

La obtención de datos numéricos que expliquen el ciclo completo de distintos nutrimentos en el medio forestal es compleja debido a los diversos factores involucrados en el sistema y a la existencia de procesos como las migraciones oblicuas que provocan el empobrecimiento en elementos solubles y partículas finas de las partes altas de una vertiente en beneficio de las porciones bajas donde se depositan, lo que impide conocer con precisión la abundancia de un nutrimento particular, en un momento dado (Fisher y Binkley, 2000).

En un ecosistema forestal las pérdidas derivadas de la corta de madera y del manejo de la biomasa arbórea pueden exceder a las entradas naturales, con el consecuente descenso de las reservas disponibles en el suelo (Johnson y Todd, 1998; Olsson *et al.*, 2000). Esta situación es severa en zonas tropicales y subtropicales con plantaciones de especies de crecimiento rápido, con elevadas demandas nutricionales y ubicadas en terrenos de baja fertilidad (Fölster y Khanna, 1997).

En los suelos procedentes de rocas volcánicas y metamórficas con minerales ferromagnesianos, la liberación de nutrimentos que se produce durante la alteración de los minerales, suele ser suficiente para reponer los elementos extraídos de la masa forestal a lo largo de la rotación, a diferencia de aquellos que provienen de materiales silíceos cuya degradación es muy lenta y en algunos casos no

compensa las pérdidas, producto del aprovechamiento maderable (Spangenberg *et al.*, 1996). Este sería el caso de buena parte del noroeste de España, región en la que los aportes por lluvia y desmineralización son insuficientes para reponer la salida de Ca y otros minerales en las plantaciones de eucaliptos y pinos (Dambrine *et al.*, 2000).

El clima templado y la ausencia de prolongados períodos de heladas o sequías imperantes en el noroeste de España ha propiciado la adecuada expansión de la superficie ocupada por especies comerciales de crecimiento rápido, como *Pinus pinaster*, plantaciones que son sometidas a un tipo de silvicultura bastante intensivo, con turnos cortos y programas que implican retirar del monte las trozas con corteza. Aunque en la mayoría de las veces, los residuos de corta (sobre todo las fracciones arbóreas de copa) permanecen sobre el terreno, ciertas operaciones de preparación posteriores implican su quema o en ocasiones muy puntuales, su arrastre junto con la parte edáfica más superficial.

Desde el punto de vista de la conservación de los suelos, la eliminación de los restos de corta entraña una serie de problemas potenciales; ya que la parte arbórea no maderable (corteza, ramas y hojas) juega un papel fundamental para la estabilidad del sistema (Keenan *et al.*, 1994; Knoepp y Swank, 1997). De tal manera que, los residuos de corta, al igual que otros componentes orgánicos (matorral, mantillo) desempeñan diferentes funciones que aseguran la sostenibilidad del ecosistema. Por un lado proporcionan protección frente a la erosión, mediante la preservación no sólo de los suelos, sino también de la calidad del agua, reducen el riesgo de compactación (por maquinaria y por lluvia), disminuyen la evaporación y en consecuencia la pérdida de agua (Bermúdez y Piñeiro, 2001). Además, limitan el desarrollo de vegetación nociva que puede tener gran influencia sobre la propagación de enfermedades, plagas e incendios.

Por otra parte, constituyen la principal fuente de materia orgánica, la cual está muy relacionada con la fertilidad, la aireación y la capacidad de infiltración (Beasley, 1997). Finalmente, los residuos de las cortas acumulan importantes cantidades de nutrimentos que son necesarios para la producción forestal, razón por la cual su descomposición sobre el terreno constituye una vía relevante para la restitución de elementos al sistema. Si bien existen diferencias entre las especies forestales, diversos estudios han puesto de manifiesto que la mayor parte del N y P acumulado en la vegetación arbórea, se localiza en ramas y hojas, fracciones que junto con la corteza, concentran cantidades sustanciales de Ca, Mg y K (Ouro *et al.*, 2001).

Investigaciones realizadas en plantaciones de *Pinus pinaster* en España muestran que la corteza y las hojas son los componentes con mayor proporción de nutrimentos, mientras que con la madera ocurre lo contrario (Montero *et al.*, 1999; Balboa, 2005). También se ha observado que la copa contiene gran parte del N

(hasta 60%) y P (30 - 50%) de la biomasa arbórea y cantidades sobresalientes (30 - 50% de lo contenido en la biomasa total) de K, Ca y Mg (Montero *et al.*, 1999).

El análisis foliar es una herramienta para diagnosticar de forma inmediata el estado nutricional de las masas forestales y, a su vez, permite determinar las prácticas silvícolas que garanticen una producción óptima y un manejo sostenible del recurso. En *Pinus pinaster* los valores críticos propuestos por Bará (1991) y Bonneau (1995) son frecuentemente empleados como referencias del estado nutricional de las plantaciones de la especie (Saur *et al.*, 1992; Montero *et al.*, 1999; Balboa, 2005). Dichos niveles se obtuvieron en numerosas experiencias, principalmente, en el noroeste de España y suroeste de Francia.

El objetivo de este trabajo es evaluar el estado nutricional general de las masas asturianas de *Pinus pinaster*; así como, los principales factores edáficos que inciden en la productividad de la estación forestal y sus posibles relaciones con el incremento medio anual en volumen con corteza (IAVC), como su indicador.

MATERIALES Y MÉTODOS

El conjunto de datos utilizado procede de seis plantaciones de *Pinus pinaster* localizadas en la parte centro-occidental de Asturias (Figura 2), de edades comprendidas entre 17 y 57 años, comparables en cuanto a las densidades de árboles; los tratamientos silvícolas son suelos de tipo Cambisol, desarrollados sobre areniscas feldespáticas (Ministerio de Medio Ambiente, 1998). Se clasificaron los árboles en 10 clases diamétricas de 5 cm de amplitud, con un diámetro mínimo de 12.5 cm. Se derribaron tres árboles dominantes por clase, para un total de 30 individuos. Una actividad previa fue la medición de los diámetros en cruz, para lo cual se utilizó una forcípula. Después del derribo se desramaron con motosierra y se midieron las alturas totales con una cinta de precisión bimilimétrica de 50 m de longitud.

A partir de esos datos se calculó el volumen con la fórmula de Smalian:

$$V = \frac{\pi}{320000} \times \left[(db_1 + db_2)^2 + (dp_1 + dp_2)^2 \right] \times l$$

Donde:

V = volumen de la troza (m^3)

db_1 y db_2 = diámetros en cruz tomados en la base de la troza (cm)

dp_1 y dp_2 = diámetros en cruz tomados en la punta de la troza (cm)

l = longitud de la troza (m)



Figura 2. Localización de plantaciones de *Pinus pinaster* en los concejos de Pravia, Tineo y Villaviciosa del Principado de Asturias.

A continuación se estimó el incremento medio anual en volumen con corteza:

$$(I\text{AVC } (dm^3/año) = volumen/edad)$$

En cada una de las seis localidades se obtuvo la profundidad efectiva del suelo en tres puntos centrales con la ayuda de una sonda holandesa Eijkelkamp tipo Edelman; además se tomó una muestra compuesta representativa, mediante la homogeneización de cinco submuestras extraídas al azar a 0 – 20 cm de profundidad. Los sitios, en ningún caso, han sido fertilizados recientemente. Las muestras fueron secadas a temperatura ambiente; se desmenuzaron, trituraron suavemente y se pasaron por un tamiz de 2 mm de luz de malla circular, para eliminar los elementos gruesos.

Las pruebas químicas comprendieron: la textura según el método de la pipeta Robinson con hexametáfosfato sódico, más Na_2CO_3 como dispersante; el pH en una suspensión suelo:agua 1:2.5 con potenciómetro Metter Toledo Seven Easy; sales solubles en el extracto 1:5; bases extraíbles con NH_4Cl 1 N y Al intercambiable con KCl 1M, ambos por absorción atómica en un equipo Perkin Elmer® precisely (A. Analyst 200). A continuación se calculó la capacidad de intercambio catiónico

efectiva (bases + aluminio de cambio). El nitrógeno total por el método Kjeldahl (Klute, 1996); el carbono orgánico se determinó por ignición y el fósforo disponible por el método de Mehlich 3 (Mehlich, 1985), por ser el más adecuado para la estimación de fósforo asimilable en una amplia gama de suelos no calcáreos (Fernández, 1997; Monterroso *et al.*, 1999; Afif y Oliveira, 2006).

El análisis nutricional del arbolado se realizó en acículas recolectadas del tercio superior de los individuos derribados; para ello se siguió el procedimiento del Instituto de Investigación Forestal Neozelandés (Will, 1985). También se utilizaron las ramas de diámetro comprendido entre 2 y 7 cm, 0.5 a 2 cm, inferior a 0.5 cm y en rodajas extraídas a diferentes alturas del fuste. Después de triturar las muestras, se procedió a la extracción húmeda con ácido perclórico y ácido nítrico (Jones *et al.*, 1991), enseguida se diluyó con HCl 1N. A partir de esta dilución se determinaron el Ca, Mg y K por Absorción Atómica con un equipo Perkin Elmer precisely (A. Analyst 200); para el P se usó un espectrofotómetro ultravioleta/visible Perkin Elmer® (Lambda 35) y el N total por el método Kjeldahl.

El tratamiento estadístico de los datos se hizo mediante el programa SPSS 15 (SPSS, 2006). Se aplicó, en primer lugar, una estadística descriptiva de las variables edáficas consideradas y de las concentraciones de macronutrientes en las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster*. Posteriormente, se llevaron a cabo análisis de varianza de un factor, en los que las variables respuestas fueron los parámetros nutricionales. Una vez comprobada la existencia de diferencias significativas se aplicaron pruebas de comparación de medias de Tukey. También se realizó un análisis de correlación lineal a través del coeficiente de correlación de Pearson para definir la interrelación entre aquellas variables determinadas analíticamente y de éstas con el incremento medio anual en volumen con corteza.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El IAVC osciló de 2.19 a 37.72 dm³ año⁻¹ (Cuadro 1) y describe la mayor diversidad productiva posible de la especie en masas regulares, debido a la presencia de árboles de edades distintas en las localidades estudiadas (Rodríguez *et al.*, 1997).

Los suelos de las localidades seleccionadas presentan un carácter fuertemente ácido, altos contenidos de materia orgánica, relación C/N elevada, poca profundidad efectiva, bajo contenido en bases y P disponible extraído por el método de Mehlich 3 (PM3), información que corresponde con las propiedades que tienen los suelos forestales de las zonas húmedas y frías (Cuadro 2) (Bará, 1991; Afif y Oliveira, 2006).

Cuadro 1. Valores del incremento anual medio en volumen con corteza de *Pinus pinaster* Ait. en Asturias.

	Mínimo	Máximo	Media
Volumen (dm ³)	45.97	2728.42	880.70
Edad (años)	17	57	34.39
IAVC ¹ (dm ³ año ⁻¹)	2.19	37.72	20.68

¹IAVC = incremento anual medio en volumen con corteza (IAVC (dm³ año⁻¹) = volumen edad⁻¹).

Resultados similares de deficiencias, sobre todo en P y bases extraíbles, fueron registrados en suelos forestales ácidos del noroeste peninsular (Macías y Calvo de Anta, 1992; Dambrine *et al.*, 2000). Situación que responde al predominio de rocas con minerales poco alterables (pizarras, esquistos silíceos, cuarcitas) y fuerte lavado al que están sometidos como consecuencia de la elevada pluviosidad (la precipitación media anual es de 1,130 mm) y una tendencia a fijar el P de forma no asimilable, por las plantas, mediante distintos compuestos de Fe y Al. Para todas las propiedades edáficas, los análisis de varianza no mostraron tendencias estadísticamente significativas entre las zonas estudiadas.

En la matriz de correlación de las propiedades físico-químicas (Cuadro 3), a pesar del limitado número de muestras, se observaron altas correlaciones positivas entre el contenido de materia orgánica y el N total, relación C/N, Ca²⁺ y Mg²⁺ cambiables; para el caso de las últimas dos existe, además, una correlación significativa y positiva. Lo anterior refleja la influencia de la materia orgánica sobre la fertilidad del suelo y su intervención en el ciclo bioquímico de los nutrientes (Montero *et al.*, 1999). Por ello, la descomposición de los residuos orgánicos es clave para asegurar la restitución de los nutrientes al suelo (Waring y Running, 1998).

El pH se correlacionó positivamente con el contenido de arcilla, materia orgánica, N total, bases extraíbles y con la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE). El impacto del pH en las propiedades edáficas es bien conocido: condiciona la descomposición de la materia orgánica, la capacidad de intercambio y la facilidad de asimilación de nutrientes, al modificar la solubilidad, precipitación y fijación de éstos (Bará, 1991).

Cuadro 2. Media e intervalo de variación de algunas propiedades de los suelos estudiados.

Prof. ¹	pH ²	CE ³	Ar. ⁴	MO ⁵	N	C/N	P ⁶	Ca ⁷	Mg ⁷	K ⁷	Na ⁷	Al ⁷	CICE ⁸	
m	ds m ⁻¹	ds m ⁻¹	%	%	mg kg ⁻¹	cmol (+) kg ⁻¹								
Media	0.35	3.85	0.09	13.89	13.26	0.16	48.24	2.48	1.04	0.61	0.12	0.48	3.76	6.01
Intervalo de variación	0.25-0.60	3.58-4.06	0.06-0.14	4.92-30.96	7.39-16.30	0.10-0.19	42.84-56.64	1.34-3.30	0.33-1.79	0.25-0.99	0.09-0.20	0.41-0.58	0.51-8.77	3.37-9.85
Desviación estándar	5.42	0.22	0.03	9.68	5.18	0.04	6.27	0.65	0.62	0.30	0.04	0.07	3.31	2.39

¹Profundidad efectiva del suelo; ²pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2.5); ³Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25°C; ⁴Arcilla; ⁵Materia orgánica; ⁶P disponible extraído por el método de Mehlich 3; ⁷Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ y Al³⁺ intercambiables; ⁸Capacidad de Intercambio Cationico Efectiva.

Las correlaciones negativas observadas entre el Al^{3+} de cambio y el pH, contenido de arcilla, materia orgánica, N total, Ca^{2+} y Mg^{2+} cambiables y la CICE indican que la solubilidad del Al aumenta a medida que disminuye el pH del suelo. Al incrementar su movilidad, el Al compite con otros cationes en el complejo de cambio y reduce la disponibilidad del Ca, Mg, K y N. El Al^{3+} origina importantes efectos en la dinámica de los suelos como: la fijación de fosfatos y la estabilización temporal de la materia orgánica (Álvarez *et al.*, 1992).

El contenido de K^+ cambiabile y P asimilable, el N, contenido de materia orgánica, Ca^{2+} y Mg^{2+} cambiables, tuvieron correlación negativa, lo que puede ser resultado del carácter monovalente del K, que facilita su lixiviación (Thompson y Troeh, 2008). Por otro lado, el K^+ liberado por alteración de silicatos presenta retrogradación al quedar atrapado en láminas de arcillas expandibles. Así mismo, se observa que en los suelos más fértiles (niveles mayores de bases de cambio y pH menos ácido) hay una tendencia a mostrar concentraciones mayores de K^+ cambiabile.

Los valores medios de las concentraciones de macronutrientes en las fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* y su relación N:P se resumen en el Cuadro 4. El Cuadro 5 señala los niveles satisfactorios y marginales de los nutrientes en acículas de *P. pinaster* propuestos por Bará (1991) y Bonneau (1995). Las hojas registraron concentraciones más altas de la mayoría de nutrientes (N, P, K^+ y Mg^{2+}). Se observaron claras deficiencias en P y K^+ ; de ellas, la correspondiente a K^+ es la más relevante. Los valores de Mg^{2+} fueron relativamente bajos, hecho que concuerda con los resultados en *P. pinaster* para otras regiones del noroeste peninsular (Balboa, 2005). Destacan los valores reducidos de K^+ y los más altos en Ca^{2+} que se apreciaron en el presente trabajo.

Las concentraciones de Ca en acículas en todas las masas estudiadas son superiores al nivel satisfactorio y las más altas se obtuvieron en zonas con bajo contenido de Al intercambiabile en el suelo. En *Pinus pinaster* las deficiencias en N no son frecuentes; en cambio resultan relevantes los problemas asociados al exceso de este elemento que puede condicionar la asimilación de otros nutrientes (Bará, 1991), por ejemplo el P. La relación descompensada N:P en las zonas de estudio y para todas las estructuras analizadas, se interpreta como un indicativo de la interacción negativa entre el exceso relativo de N y la nutrición fosfórica. En el suroeste francés, Saur *et al.* (1992) determinaron valores de P y K en hojas mayores a las obtenidas en este estudio. Los niveles de Ca y Mg fueron similares en ambas investigaciones.

Cuadro 3. Matriz de correlación de Pearson entre las propiedades básicas de los suelos estudiados.

	Arcilla	MO	N	C/N	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Al ³⁺	CICE
pH	0.602**	0.792**	0.673**	-0.784**	0.363	0.791**	0.865**	0.606**	-0.832**	0.649**
Arcilla		-0.670**	-0.607**	-0.698**	0.202	-0.673**	-0.894**	0.023	-0.745**	0.594**
MO			0.689**	0.782**	0.264	0.699**	0.893**	-0.598*	-0.763**	-0.629**
N				0.744**	0.148	0.778**	0.806**	-0.442*	-0.891**	-0.773**
C/N					0.360	0.783**	0.884**	-0.553**	-0.797**	-0.845**
P						0.242	0.193	-0.621**	-0.117	0.156
Ca ²⁺							0.794**	-0.493*	-0.962**	0.828**
Mg ²⁺								-0.424*	-0.953**	0.815**
K ⁺									-0.334	0.283
Al ³⁺										-0.794*

* Significativo (p ≤ 0.05), ** Altamente significativo (p ≤ 0.01).

Cuadro 4. Valores medios de las concentraciones de macronutrientes en las diferentes fracciones arbóreas de *Pinus pinaster* consideradas¹.

	Concentraciones (g kg ⁻¹)						R. foliar ² N:P
	N	P	K	Ca	Mg		
Acículas	13.93 a (0.33)	0.61 a (0.02)	1.54 ab (0.03)	2.94 b (0.10)	0.92 a (0.01)		22.84
R. gruesas ³	2.59 c (0.43)	0.10 c (0.02)	0.50 c (0.02)	1.15 c (0.03)	0.30 c (0.01)		25.90
R. finas ⁴	6.84 b (0.51)	0.40 b (0.02)	1.34 b (0.06)	3.70 ab (0.15)	0.68 b (0.03)		17.10
Ramillo ⁵	6.82 b (0.31)	0.54 a (0.01)	1.75 a (0.05)	4.30 a (0.16)	0.91 a (0.02)		12.62
Rodajas	6.09 b (0.28)	0.15 c (0.01)	1.58 ab (0.07)	1.28 c (0.05)	0.25 c (0.01)		40.60

¹Las diferencias significativas en los valores medios se indican con letras distintas en la misma columna (a > b, test de Tukey, p < 0.05) y las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis; ²Relación foliar; ³Ramas de diámetro comprendido entre 2 y 7 cm; ⁴Diámetro entre 0.5 y 2 cm; ⁵Diámetro inferior a 0.5 cm.

Cuadro 5. Niveles de concentración para diferentes elementos en acículas de *Pinus pinaster* propuestos por Bará (1991) y Bonneau (1995).

Niveles de concentración	N	P	K	Ca	Mg
	g kg ⁻¹				
Deficiente	< 10	< 0.8	< 3	< 0.6	< 0.7
Marginal	10 - 12	0.8 - 1.0	3 - 5	1.0	0.7 - 1.0
Satisfactorio	12 - 15	1.2 - 1.5	> 5	1.0 - 1.2	> 1.0

Las ramas gruesas cuyo diámetro quedó en el intervalo de 2 a 7 cm, tuvieron las menores concentraciones de la mayoría de los nutrientes (N, P, K y Ca); mientras que los valores más bajos de Mg se observaron en las rodajas. Los niveles más altos de K y Ca se determinaron en los ramillos de diámetro inferior a 0.5 cm, también fue importante su presencia en las ramas finas (diámetro de 0.5 a 2 cm). De forma general, es factible establecer el siguiente orden decreciente de las cantidades de N, P, K y Mg: acículas > ramillos > ramas finas > rodajas > ramas gruesas. Los datos son comparables a los citados por Montero *et al.* (1999) en masas de *P. pinaster* del sistema central peninsular y por Balboa (2005) en Galicia (noroeste de España).

Para todos los macronutrientes analizados cabe destacar las diferencias altamente significativas observadas entre las fracciones arbóreas (F = 31.481, 51.767, 27.568, 44.653, 84.333, $p \leq 0.001$ para N, P, K, Ca y Mg, respectivamente); en tanto que, las zonas no mostraron ningún tipo de tendencia estadísticamente significativa para N, P y Mg (F = 0.001, 2.281, 1.527, $p \geq 0.05$, respectivamente). En el caso de K y Ca si fueron significativas para las zonas (F = 8.864, $p = 0.003$; F = 14.169, $p \leq 0.001$ respectivamente), como resultado del proceso de lavado derivado de las irregulares precipitaciones que condicionan las reservas de elementos básicos en la capa cultivable del suelo; así como del variado contenido de elementos alcalinos del material geológico de origen. Los resultados expuestos ponen de manifiesto el importante papel que ejercen como reservorio de nutrientes las partes arbóreas que no son aprovechadas durante la extracción de madera. Al respecto, destacan las acículas, ramillos y ramas finas por las elevadas concentraciones que almacenan de todos los elementos. Así, la copa reúne, lógicamente, mayores costes de componentes nutritivos que la madera del fuste, debido a la participación de tejidos más ricos en ellos, como los que forman parte de las hojas y los ramillos.

En la matriz de correlación de los cinco nutrientes en acículas, ramillos, ramas finas, ramas gruesas y rodajas, se obtuvieron altas correlaciones positivas al confrontar la concentración de N en rodajas con el contenido de P, K y Mg en las ramas finas, con un coeficiente de correlación de Pearson de 0.417*, 0.542* y 0.515*, respectivamente y el N en ramas gruesas ($r = 0.451$). Lo mismo ocurrió para el P en rodajas y el P y Mg en las ramas finas ($r = 0.454$ y 0.582 , respectivamente), al igual que para el Ca y Mg en rodajas ($r = 0.559^{**}$); además se obtuvo una correlación entre este último y el K en rodajas ($r = 0.582^*$).

Las correlaciones significativas y negativas se determinaron para el N en rodajas, N en ramillos y el P en las ramas gruesas ($r = -0.434$ y -0.420 , respectivamente); el K en acículas y el Mg en ramillos y viceversa ($r = -0.540$ y -0.420 , respectivamente), el Ca en rodajas y el K en ramillos ($r = -0.563$) y el Ca en acículas y ramillo y K en ramas gruesas ($r = -0.419$ y -0.546 , respectivamente).

Las relaciones correspondientes a las concentraciones de nutrientes en las fracciones arbóreas y las del suelo en las plantaciones de *P. pinaster* estudiadas mostraron que las cantidades de elementos nutritivos en las partes arbóreas (N, P, K, Ca y Mg) fueron superiores a las almacenadas en el horizonte mineral superficial de los suelos.

Las masas de *P. pinaster* son inestables para P, Mg, Ca y K, es decir, las cantidades de elementos acumulados en la biomasa arbórea son superiores a las reservas en los suelos, circunstancia también observada en las deficiencias, frecuentemente registradas en las plantaciones del noroeste peninsular (Balboa, 2005). No obstante, el aprovechamiento de madera y corteza implica una menor extracción relativa de nutrientes. Así mismo, habría que considerar turnos más largos para la especie, los que permitirían una mayor reposición de nutrientes a través de los procesos naturales, tales como los aportes atmosféricos y la alteración mineral o de procesos antrópicos, que se generan de la gestión silvícola.

Montero *et al.* (1999) evidenciaron esa circunstancia en sistemas de *P. pinaster* al estimar que los restos de copa suponen más del 50% del total de nutrientes extraídos cuando se aprovecha el árbol completo o se queman los restos de corta.

Se registró una marcada correlación positiva entre la cantidad total de Ca acumulada en acículas y el Ca, Mg y Na cambiables en los suelos, N total, capacidad de intercambio catiónico efectiva y contenido de materia orgánica, con un coeficiente de correlación de Pearson de 0.628**, 0.592**, 0.605**, 0.663**, 0.559** y 0.631**, respectivamente; así como, una correlación negativa con el contenido de Al cambiante en el suelo ($r = -0.508^*$). El K en ramas finas está positivamente correlacionado con el K cambiante en el suelo, la capacidad de intercambio catiónico,

pH y el contenido de arcilla ($r = 0.521^*$, 0.557^* , 0.526^* y 0.428^* , respectivamente) y negativamente con el N total, materia orgánica y la relación C/N en el suelo ($r = -0.606^{**}$, -0.607^{**} y -0.588^{**}) al igual que el K en las ramas gruesas.

Las correlaciones negativas sugieren que la acumulación de humus en los horizontes superficiales de los suelos de carácter ácido, como consecuencia de una lenta mineralización debida en gran parte a la formación de complejos estables con los sesquióxidos de Fe y Al (González *et al.*, 1996), tiene efectos negativos sobre las concentraciones de los nutrimentos en las diferentes partes del árbol. Principalmente disminuye el contenido de K en el conjunto de las ramas. Por otra parte, el P asimilable en el suelo mostró correlaciones negativas con el contenido de P y N en rodajas con un coeficiente de correlación de Pearson de -0.562^{**} y -0.416^* , respectivamente, lo cual indica el claro desequilibrio N:P (> 40) en relación con el resto de las fracciones arbóreas.

El Cuadro 6 presenta los coeficientes de correlación de Pearson entre el IAVC, los niveles de nutrimentos en las fracciones arbóreas y las variables edáficas. La concentración de P, K y Mg en el conjunto de las ramas, el pH y la capacidad de intercambio catiónico en el suelo son las variables que mejor explican el IAVC para las plantaciones de *P. pinaster* estudiadas. La correlación negativa entre el IAVC y el contenido de materia orgánica, carbono orgánico, N total, Ca cambiante y relación C/N en el suelo, refleja un efecto indirecto.

El alto contenido de materia orgánica acumulada en el suelo junto con el mal drenaje afecta la aireación y limita el crecimiento radicular (Camps *et al.*, 2004). Además el predominio del amonio tras la mineralización de la materia orgánica puede traer consigo la disminución de la absorción de algunos cationes, en particular el Ca (González *et al.*, 1996). La asimilación de la mayoría de los elementos nutritivos, sobre todo el Ca^{2+} , mejora al aumentar el pH o cuando la acidez intercambiable es menor, por tanto la aplicación de enmiendas calizas podría mejorar la calidad mineral de la especie mediante el aumento de la capacidad de intercambio catiónico efectiva en el suelo.

Los esquemas de manejo que se llevan a cabo en la actualidad en las masas de *P. pinaster*, caracterizados por la ausencia casi total de programas de fertilización y por turnos reducidos, derivan en una reducción de la fertilidad del suelo que incide en la productividad forestal.

Cuadro 6. Coeficientes de correlación de Pearson entre algunas propiedades del suelo, concentración de nutrientes en las diferentes fracciones arbóreas y el incremento anual medio en volumen con corteza de *Pinus pinaster* en Asturias.

Suelo	Fracciones arbóreas			
	Ramillo	Ramas finas	Ramas gruesas	Acículas
pH	0.685**	Ca ²⁺		-0.44*
CE	-0.649**	Mg ²⁺	0.450*	
Arcilla	0.539**	K ⁺	0.487*	0.628**
MO	-0.710**	P	0.462*	
N	-0.709**			
C	-0.695**			
C/N	-0.660**			
Ca cambiabile	-0.601**			
CICE	0.689**			

* Significativo ($p \leq 0.05$), ** Altamente significativo ($p \leq 0.01$).

CONCLUSIONES

Los resultados indican que las masas regulares de *Pinus pinaster* en Asturias presentan importantes problemas nutricionales en P y K que pueden mermar su crecimiento y revelan una gran acumulación de nutrientes en las fracciones arbóreas de copa.

Se sugiere que el manejo limite el aprovechamiento de los restos más gruesos de corta a los terrenos con mayor productividad y susceptibles de mecanizar la extracción de madera, además de evitar la retirada de ramas finas, ramillos y hojas y realizar fertilizaciones con P, K, y Mg, en cantidades que compensen las pérdidas, especialmente cuando no se ejecute el descortezado en monte.

REFERENCIAS

- Afif K., E. y J. A. Oliveira. 2006. Pérdida de disponibilidad y niveles críticos de fósforo Mehlich 3 en suelos no calcáreos de Asturias. *Pastos* 35: 29-74.
- Álvarez, E., A. Martínez and R. Calvo. 1992. Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (NW, Spain). *Biogeochemistry* 16: 167-180.
- Augusto, L., J. Rager, Q. Ponette and M. Rapp. 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Ann. For. Sci.* 57: 313-324.
- Balboa M., A. 2005. Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de *Pinus pinaster* Ait., *Eucalyptus globulus* Labill. y *Quercus robur* L. en Galicia. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Agroforestal, Universidad de Santiago de Compostela. Lugo, España. 205 p.
- Bará T., S. 1991. Fertilización forestal. Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, España. 175 p.
- Beasley, R. S. 1997. Intensive site preparation and sediments losses on steep watersheds in the Gulf Coastal Plain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 412-417.
- Bermúdez A., J. y G. Piñeiro V. 2001. La biomasa forestal en Galicia. Situación actual y perspectivas de aprovechamiento. *Revista CIS-Madera* 5: 27-40.
- Bonneau, M. 1995. Fertilisation des forêts dans les Pays tempérés. ENGREF, Nancy, Francia. 367 p.
- Camps A., M., C. Mourenza, G. Álvarez E. and F. Macías. 2004. Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. *Forest Ecology and Management* 193: 307-320.
- Constanza, R., R. Darge, R. D. Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. Van Deen Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Dambrine, E., J. Veja A., T. Taboada, L. Rodríguez, C. Fernández, F. Macías et J. Gras M. 2000. Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Ann. Sci. For.* 57: 23-38.
- Dumroese D. S., M. P. Jurgensen, W. Elliot, T. Rice, J. Messer, T. Collins and R. Meurisse. 2000. Soil quality standards and guidelines for forest sustainability in northwestern North America. *Forest Ecology and Management* 138(1): 445-462.
- Fernández M., L. 1997. Evaluación en cámara de crecimiento de tres métodos de determinación de fósforo asimilable en suelos no calcáreos. *Edafología* 3: 189-203.
- Fisher R., F. and D. Binkley. 2000. Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, Inc. New York, NY. USA. 489 p.

- Fölster, H. and P. Khanna K. 1997. Dynamics of nutrient supply in plantations soils. In: E. K. S. Nambiar and A. G. Brown (Eds.). Management of soil nutrient and water in tropical plantation forests. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR). Monograph N° 43. Camberra, Australia. pp. 339-378.
- González P., S. J., A. Cabanetro, M. Villar C., M. Carballas and T. Carballas. 1996. Effect of soil characteristics on N mineralization capacity in 112 native and agricultural soils from the northwest of Spain. Biol. Fertil. Soils. 22: 252-260.
- Johnson, D. W. and D. E. Todd. 1998. Harvesting effects on long-term changes in nutrient pools of mixed oak forests. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 1725-1735.
- Jones, J. B., B. Wolf and H. A. Mill. 1991. Plant analysis handbook: a practical sampling, preparation, analysis and interpretation guide. Micro-Macro Publishing Inc. Athens, GA. USA. 213 p.
- Keenan, R. J., C. Messier and J. P. Kimmins. 1994. Effects of clearcutting and soil mixing on soil properties and understory biomass in western red cedar and western hemlock forest on northern Vancouver Island, Canada. Forest Ecology and Management 68: 251-261.
- Klute, A. 1996. Methods of soil analyses. 2nd ed. American Society of Agronomy. Madison, WI. USA. pp. 383-411.
- Knoepp, J. D., and W. T. Swank. 1997. Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen. Soil. Sci. Soc. Am. J. 61: 928-935.
- Krebs, C. J. 2001. Ecology. Addison Wesley Longman, Inc. San Francisco, CA. USA. 695 p.
- Macías, F. y R. Calvo de Anta M. 1992. Suelos de la provincia de La Coruña. Diputación de La Coruña. España. Mapa escala 1:20,000.
- Mehlich, A. 1985. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Soil Sci. and Plant Anal. 15: 1409-1416.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1998. Mapa Forestal de España 1:200.000. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Tercer Inventario Forestal Nacional Asturias. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, España. 439 p.
- Montero, G., C. Ortega, I. Cañellas y A. Bachiller. 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. Invest. Agr. Sist. Recur. For. 1: 175-206.
- Monterroso, C., F. E. Álvarez and M. L. Fernández. 1999. Evaluation of Mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. Land Degradation and Development 10: 35-47.
- Nambiar, E. K. S. 1996. Sustained productivity of forests is a continuing challenge to soil science. Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 1629-1642.

- Olsson, B. A., H. Lundkvist and H. Staaf. 2000. Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. *Plant Soil* 23: 161-173.
- Ouro, G., P. B. Pérez and A. Merino. 2001. Effects of silvicultural practices on nutrient status in a *Pinus radiata* plantation: nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. *Ann. For. Sci.* 58: 411-422.
- Rodà, F., J. Retana, C. A. Gracia and J. Bellot. 1999. Ecology of mediterranean evergreen forests. *Ecological Studies*. Springer-Verlag. Berlin, Germany. 137 p.
- Rodríguez S., R., G. Álvarez, G. M. Cela, V. Mansilla, A. P. Vega, R. González, Z. Ruiz, y A. G. Vega 1997. Manual de silvicultura del *Pinus pinaster*. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Lugo, España. 173 p.
- Saur, E., J. Ranger, B. Lemoine and J. Gelpe. 1992. Micronutrient distribution in 16 year old maritime pine. *Tree Physiology* 10: 307-316.
- Spangenberg, A., U. Grimm, J. Sepeda da Sila R. and H. Fölster. 1996. Nutrient store export rates of *Eucalyptus urograndis* plantations in Eastern Amazonia (Jari). *Forest Ecology and Management* 80: 225-234.
- Statistical Package for the Social Sciences. 2006. SPSS para windows, version 15. SPSS Inc.
- Thompson L., M. y F. R. Troeh 2008. Los suelos y su fertilidad. Reverté Ediciones. Barcelona, España. 661 p.
- Waring R., H. and S. W. Running. 1998. Forest ecosystems: analysis at multiple scales. Academic Press. San Diego, CA. USA. 370 p.
- Will G., M. 1985. Nutrient deficiencies and fertilizer use in New Zealand exotic forests. F.R.I. Bulletin N°97. Rotorua, New Zealand. 53 p.

REDUCCIÓN EN RIQUEZA DE ESPECIES ARBÓREAS POR INCENDIOS EN LA RESERVA SELVA EL OCOTE, CHIAPAS

María de Lourdes Maldonado Méndez¹,
Dante Arturo Rodríguez Trejo¹, Enrique Guízar Nolzaco¹,
José Velázquez Martínez² y Sonia Náñez Jiménez²

RESUMEN

En las últimas décadas, los ecosistemas tropicales han sido más afectados por incendios forestales. Sin embargo, las investigaciones sobre sus impactos son todavía insuficientes para tener una mejor comprensión de ellos. Tal es el caso de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO), Chis., donde a partir de las temporadas severas de incendios de 1998 y 2003, se considera al fuego su principal amenaza. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de incendios catastróficos en la composición y estructura de la selva alta-mediana subperennifolia de la Reserva El Ocote, Chis. Se establecieron 30 sitios de muestreo de 1,000 m² para árboles adultos y 30 de 100 m² para juveniles y renuevo. El análisis de componentes principales reveló que las áreas no afectadas se separan de las incendiadas en 1998, al igual que de un grupo formado por áreas quemadas y restauradas y la zona afectada tanto en 1998 como en 2003. La prueba de "t" mostró una mayor riqueza de especies arbóreas en las áreas no quemadas, en comparación con el resto de condiciones. En las áreas no quemadas, el porcentaje de valor de importancia (PVI) tuvo cifras más bajas para los taxa dominantes, pero las diferencias en PVI entre ellas fueron pequeñas. En cambio, en las localidades incendiadas, pocas son las que dominan y acumulan una gran proporción del PVI.

Palabras clave: Diversidad, efectos del fuego, impactos del fuego, incendios forestales, perturbación de selvas, sabanización.

Fecha de recepción: 12 de marzo de 2008.

Fecha de aceptación: 17 de noviembre de 2009.

¹ División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Correo-e: dantearturo@yahoo.com

² Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, CONANP.

ABSTRACT

During the past decades, the tropical forest ecosystems have been more affected by forest fires. However, research on such impacts is still insufficient in order to have a better understanding of them. Such is the case of the Reserva Selva El Ocote (REBISO), in the State of Chiapas, Mexico, when after the severe fire seasons of 1998 and 2003, wildfire is considered the main threat for these ecosystems. The objective of this work was to study the effect of catastrophic wildfires on the composition and structure of the tropical rain forest of the Selva El Ocote. Plots of 1,000 m² were set to sample mature trees and plots of 100 m² for young trees and regeneration. A principal components analysis involving tree species richness, tree-density, diversity and equitability for trees, revealed that the non affected areas were separated from those burned by the 1998 fire, in turn these separated from a group that consisted of areas burned by the 1998 wildfire and that were restored, burned twice (1998 and 2003), and burned, restored and burned again. According to the "t" test, higher tree-species richness was present in the non burned areas in comparison to those of the other treatments. In the non burned areas the percentage of importance value (PIV) had lower values for the numerous dominant tree species, but the differences of PIV among species were small. In contrast, in the burned areas, few species dominated and accumulated a big proportion of the PIV.

Key words: Diversity, fire effects, fire impacts, forest fires, rain forest perturbation, conversion to savanna.

INTRODUCCIÓN

Si bien el fuego es un factor ecológico para los ecosistemas dependientes de ese factor, en aquellos que son sensibles, su efecto es devastador. Entre los primeros destacan algunos pinares y para los segundos las selvas (Shlisky *et al.*, 2007). En las regiones tropicales del planeta, el aumento de la población, el cambio de uso del suelo, así como el cambio climático global inducido por el hombre, han aumentado la presencia de incendios de gran magnitud (Laurance, 2003).

En México la mayor parte de la deforestación acontece al sur del país, en el trópico (UACH-SEMARNAT, 1999), donde el fuego contribuye a dicha degradación. La afectación de bosques tropicales por las llamas deriva en su sabanización (Rzedowski, 1978).

Un ejemplo de lo anterior se dio durante la temporada 1998, que fue histórica para el país, cuando más de 19,000 ha de selvas resultaron afectadas en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO); el fenómeno causó mortalidad total o muy alta en la mayor parte de las áreas siniestradas (SEMARNAT, 2000). Los incendios

fueron subterráneos, catastróficos y sólo sofocados por el agua de las primeras lluvias, semanas después del inicio de los incendios.

La REBISO cuenta con 10 tipos de vegetación, entre ellos la selva alta o mediana subperennifolia, que cubre 72,244 ha, en donde se realizó la investigación que se describe a continuación. Se han registrado 705 especies vegetales en el lugar, pero se estima que se pueden contar hasta 2,000. Asimismo, se tienen consignadas 24 de anfibios, 58 de reptiles, 460 de aves y 104 de mamíferos, para un total de 646 de vertebrados terrestres, lo que corresponde a 45% de la fauna del estado de Chiapas y 23% de los del país (SEMARNAT, 2000), con lo que es evidente parte de la riqueza que resultó menguada por los incendios forestales.

Posterior a la catástrofe, las autoridades de la Reserva realizaron una siembra directa con mezcla de semillas de 13 taxa y acomodaron combustibles forestales en diversas localidades, como medidas de restauración (SEMARNAT, 2000). Hacia el año 2003, nuevamente ocurrieron incendios de gran magnitud en este lugar, que abarcaron zonas que se habían afectado durante 1998; en la actualidad el fuego es considerado como la principal amenaza en la Reserva (SEMARNAT, 2000).

A pesar de la mayor incidencia de quemas en ecosistemas tropicales, son pocos los esfuerzos de investigación que se llevan a cabo para comprender sus impactos en los diferentes componentes de los mismos, no obstante la importancia que revisten para una más eficiente restauración, protección, conservación y manejo de los bosques tropicales (Cleary *et al.*, 2006).

Con base en lo anterior, los objetivos del presente trabajo consistieron en conocer el impacto que tienen los incendios catastróficos en la riqueza, diversidad y densidad de especies arbóreas a mediano plazo; así como determinar si las áreas incendiadas en 1998 y en 2003 que fueron restauradas o, por el contrario, que no fueron restauradas, se pueden diferenciar como función del efecto del fuego en el arbolado.

Se establece como hipótesis que el efecto del fuego en bosques tropicales reduce la riqueza y diversidad de especies y la complejidad estructural, lo que favorece su sabanización.

MATERIALES Y MÉTODOS

La REBISO se localiza al occidente de Chiapas, abarca porciones de los municipios de Ocozucua de Espinosa y Cintalapa, y tiene una superficie de 101,288 ha. Sus coordenadas son 16° 45' 42" y 17° 09' 00' N; 93° 54' 19" y 93° 21' 20" O. El área de estudio tiene un clima del tipo Am, cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, con una precipitación media anual de 1,500 a

2,500 mm y una temperatura media anual mayor a 22°C. La Reserva presenta geología cárstica y un intervalo altitudinal de 180 a 1,500 m (SEMARNAT, 2000).

El trabajo de campo se llevó a cabo en el período octubre - diciembre de 2005 (a siete años del incendio de 1998 y a dos años del ocurrido en 2003) y consistió en el levantamiento de datos con la ayuda del material de medición (cuerda compensada, cinta diamétrica, pistola Haga, geoposicionador Magellan Meridian Platinum). Se tomaron en cuenta cinco condiciones de selva alta – mediana subperennifolia: (1) áreas no afectadas por los incendios; (2) áreas quemadas en 1998; (3) áreas quemadas en 1998 y reforestadas con siembra directa; (4) áreas quemadas en 1998, reforestadas con siembra directa y quemadas otra vez en 2003; y (5) áreas quemadas en 1998 y nuevamente quemadas en 2003.

Se realizó un muestreo al azar en cada condición estudiada, mediante el cual se abarcaron parajes que no resultaron inaccesibles, pues en gran parte de la Reserva esto es predominante. También se buscó que las diferentes áreas contempladas no estuviesen muy distantes entre sí, a efecto de comparar las selvas de cada caso.

Se delimitaron seis sitios de muestreo circulares, de 1,000 m² (para un total de 30) por condición; en el centro de cada uno de ellos se tomaron las coordenadas geográficas; se ubicaron a elevaciones de 637 a 939 msnm, entre los paralelos 16°52.721'N y 16°55.118'N y los meridianos 93°35.057'O y 93°38.789'O (Figura 1). Se obtuvieron datos correspondientes a la especie arbórea, altura, diámetro normal (DN) y diámetro de copa (para determinar área de copa) en cada individuo con DN mayor o igual a 12.5 cm. En el caso del renuevo y arbolado con DN menor a 12.5 cm, se delimitaron sitios de 100 m² (concéntricos con los anteriores), en los que se calculó el número de individuos por especie. Se muestrearon un total de 3 ha para arbolado adulto y 0.3 ha para renuevo por taxón, lo que representó un total de 3.3 ha. Los taxa del sotobosque fueron muestreados en sitios cuadrados de 16 m², respectivamente y se les registró cobertura.

Se recolectaron muestras botánicas del estrato arbóreo, que fueron identificadas taxonómicamente en los herbarios de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo (CHAP) y del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (MEXU).

De los análisis desarrollados se obtuvieron los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H), de equitatividad (E) y el de Simpson (D) (Krebs, 1985):

$$H = \sum (p_i) (\log_2 p_i)$$

$$E = H/H_{m\acute{a}x}$$

$$H_{m\acute{a}x} = \log_2 S$$

$$D = 1 - \sum (p_i)^2$$

Donde:

p_i = Proporción de individuos de cada especie, con respecto al total de especies

\log_2 = Representa logaritmo de base dos y S es el número de especies.

La dominancia no fue calculada con respecto al área basal (Krebs, 1985), sino sobre el área de copa, pues se consideró el indicador más adecuado, a partir de los daños causados por el fuego en el arbolado. Después de la afectación por las llamas, el DN no varía pero la copa sí reduce su cobertura. Como valor de importancia (VI) alcanzó un máximo de 300, se calculó el porcentaje de dicho valor (PVI) al dividir entre tres el VI (Krebs, 1985).

Los datos de riqueza de especies, densidad; así como los índices de diversidad y de equitatividad, por condición de estudio, se agruparon mediante un análisis de componentes principales. Los datos de riqueza y densidad se compararon por pares de condiciones, mediante una prueba de "t". El primer análisis se hizo con el procedimiento PROC PRINCOMP, el segundo con el procedimiento PROC TTEST, ambos del programa SAS (v. 8 para microcomputadoras).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Datos descriptivos por condición

La supervivencia, la densidad, el número de especies, la diversidad, la equitatividad y el renuevo tendieron a mostrar menores promedios a mayores niveles de afectación por fuego, incluso aunque las localidades hubiesen recibido reforestación mediante siembra directa. A su vez, la cobertura de herbáceas y arbustivas, así como el porcentaje de roca expuesta tuvieron medias mayores en los niveles más altos de perturbación (Cuadro 1).

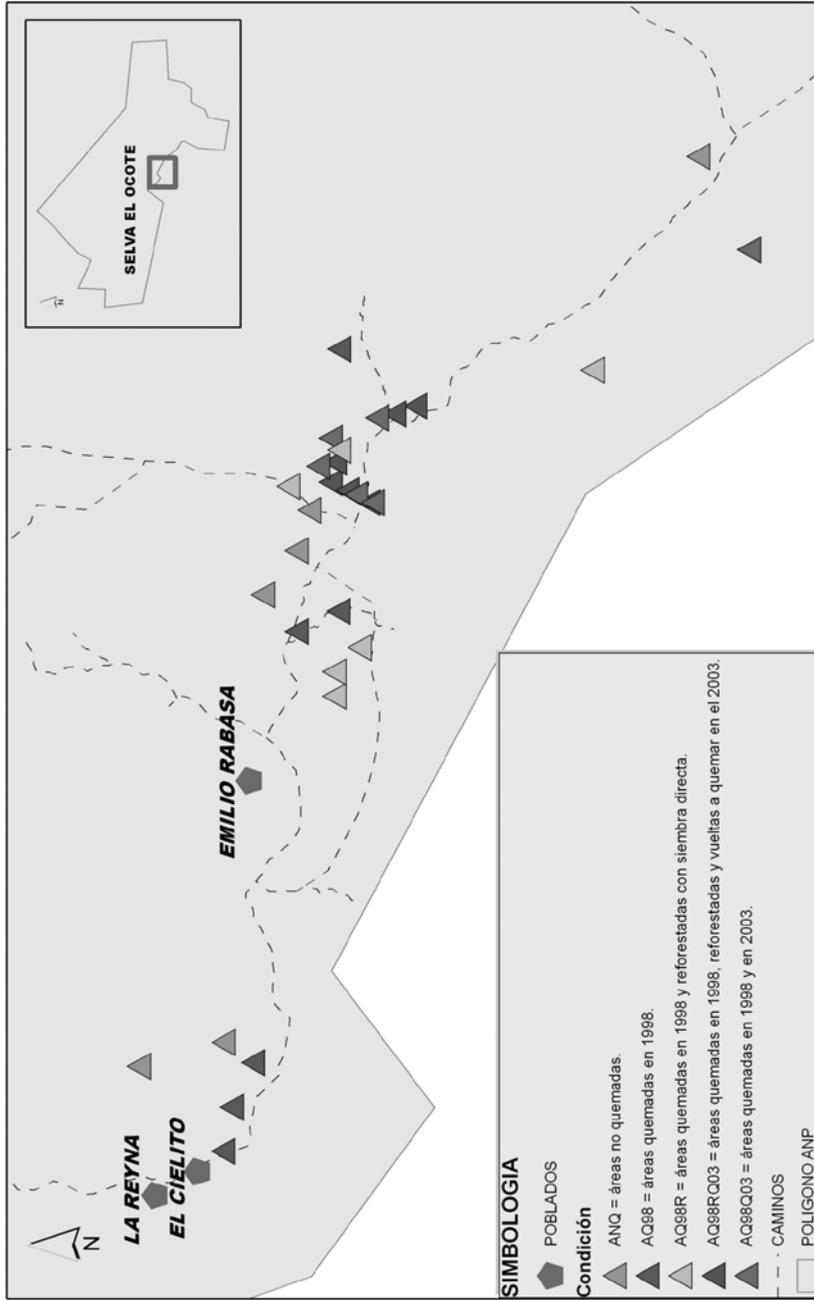


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote.

Cuadro 1. Características del arbolado y sitios en las distintas condiciones de estudio.

Variable	Condición				
	ANQ	AQ98	AQ98R	AQ98RQ03	AQ98Q03
Supervivencia arbolado residual (%)	91.5	76.7	91.5	70.0	44.5
Densidad (árboles ha ⁻¹)	325	163.3	105.0	71.7	53.3
Número de especies en la condición	45	27	13	10	13
Especies promedio (1,000 m ⁻²)	13.8	6.5	4.2	2.8	2.5
Índice de Shannon-Wiener	4.94	3.70	2.49	2.02	2.58
Índice de Simpson	0.96	0.86	0.73	0.58	0.69
Equitatividad	0.90	0.78	0.67	0.61	0.70
Juveniles y renuevo (ha ⁻¹)	1,070	990	600	367	403
Altura (m)					
Media	13.4	10.6	6.1	6.0	10.4
Máxima	29.0	26.5	9.0	13.0	19.0
Mínima	8.0	5.0	3.0	3.0	6.0
Diámetro normal (cm)					
Medio	26.5	22.4	17.0	19.1	29.7
Máximo	133.0	68.0	42.0	47.0	86.0
Mínimo	12.5	12.5	13.0	13.0	13.0
Cobertura herbácea (%)	25.8	74.2	50.8	90.0	90.8
Exposición de roca (%)	27.5	60.0	46.7	70.0	71.7

ANQ = Área no quemada; AQ98 = área quemada en 1998; AQ98R = área quemada en 1998 y restaurada; AQ98RQ03 = área quemada en 1998, restaurada y quemada en 2003; AQ98Q03 = área quemada en 1998 y 2003.

Con respecto a la composición del bosque tropical, se registraron 60 especies arbóreas en el total del estudio (Cuadro 2), de las cuales 45 estaban en las áreas que no fueron afectadas por incendios, y sólo 13 en aquellas doblemente siniestradas; la densidad forestal se redujo a mayores niveles de afectación (Cuadro 1). Los árboles presentes en los sitios quemados son colonizadores o sobrevivientes.

Cuadro 2. Listado de especies arbóreas identificadas en el estudio.

Familia	Especie	Nombre común
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Jobo
Anonaceae	<i>Cymbopetalum penduliflorum</i> (Dunal) Baillon	Guineillo
Apocynaceae	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i> (Rose) Woodson	Cojón de burro
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Maculis
Bombacaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	Zospo
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Palo mulato
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Bojón
Burseraceae	<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Engl.	Palo de alcanfor
Caricaceae	<i>Jacaratia dolichaula</i> (J.D.Smith) Woodson	Papaya cimarrona
Cecropiaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	Guarumbo
Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> (Gmel.) Exell <i>Erythroxylum</i> sp.	Palo amarillo Escobillo
Euphorbiaceae	<i>Croton guatemalensis</i> Lotzy	Copalchi
Fabaceae	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	Frijolillo
Fabaceae	<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standley	Matabuey
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	Caobillo
Fabaceae	<i>Platymiscium dimorphandrum</i> J. D. Smith	Hormiguillo
Flacourtiaceae	<i>Casearia nitida</i> Jacq.	Cafecito
Flacourtiaceae	<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton. & Millsp.	Paragua

continúa...

continuación Cuadro 2...

Familia	Especie	Nombre común
Lauraceae	<i>Phoebe mexicana</i> Meissn.	Humo
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Nanche
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro
Meliaceae	<i>Trichilia cuneata</i> Radlk.	Cedrillo
Meliaceae	<i>Trichilia</i> sp.	Palo colorado
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> King	Caoba
Mimosaceae	<i>Acacia milleriana</i> Standl.	Quebracho
Mimosaceae	<i>Lysiloma acapulcensis</i> (Kunth) Benth.	Tepeguaje
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Ramón
Moraceae	<i>Coussapoa purpusii</i> Standl.	Higo (matapalo colorado)
Moraceae	<i>Ficus colubrinae</i> Standl.	Higo
Moraceae	<i>Ficus cookii</i> Standl.	Higo
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth	Canelo
Moraceae	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i> Donn. Smith	Copalillo
Myrtaceae	<i>Calyptranthes schiedeana</i> O. Berg	Guayabillo
Myrtaceae	<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) O. Berg.	Cascarillo
Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merrill	Pimienta
Nyctaginaceae	<i>Guapira linearibracteata</i> (Heimer) Lundell	
Nyctaginaceae	<i>Guapira cf. petenensis</i> Lundell	Palo de carne
Nyctaginaceae	<i>Neea stenophylla</i> Standl.	Palo de pozol
Olacaceae	<i>Ximenia</i> sp.	Espino de brujo
Oleaceae	<i>Chionanthus</i> sp.	Palo de piedra
Polygonaceae	<i>Coccoloba cozumelensis</i> Hemsley	Carnero
Rubiaceae	<i>Guettarda combsii</i> Urban	Palo tapon
Rubiaceae	<i>Simira salvadorensis</i> (Standl.) Steyererm.	Palo de rosa
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Rabo lagarto

continúa...

continuación Cuadro 2...

Familia	Especie	Nombre común
Sapindaceae	<i>Cupania dentata</i> Moc. & Sessé ex DC.	Cola de pava
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegees ex Standl.	Pakaschumi
Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> (L.) van Royen	Chicozapote
Styracaceae	<i>Styrax argenteus</i> Presl. var. <i>argenteus</i>	Chucamay
Tiliaceae	<i>Heliocarpus donnell-smithii</i> Rose	Majagua
Tiliaceae	<i>Trichospermum grewiifolium</i> (A. Rich.) Kosterm.	Jolocin
Ulmaceae	<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) Leroy	Palo de baqueta
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume var. <i>floridana</i> (Britton ex Small) Standl. & Steyerem.	Capulín cimarrón

Cochrane (2003) señala casos de bosques tropicales que, a 15 años del paso del fuego, no muestran evidencia de recuperar las especies perdidas. De manera semejante al presente trabajo, en un estudio realizado en el Amazonas, se registró un total de 66 taxa de árboles en el control, 49 en bosque quemado ligeramente, 48 en bosque incendiado moderadamente y 24 en bosque afectado por el fuego intensamente (Cochrane y Schulze, 1999).

Análisis de componentes principales

Los dos primeros componentes principales arrojaron una varianza acumulada de 99%, si bien el primero explica 96% (Cuadro 3), los vectores característicos de las variables consideradas contribuyeron de manera muy semejante al primer componente principal (Cuadro 4). Es decir, todas ellas fueron igual de importantes en su influencia para generar los grupos. Para el caso del segundo de los componentes, la riqueza de especies y la densidad aportan con cifras negativas, mientras que la equitatividad, seguida por el índice de Simpson, contribuyeron con símbolo positivo.

En la Figura 2 se aprecian tres grupos con respecto al primer componente principal que es el más importante. El área no afectada por los incendios se separa de las demás en términos de riqueza, diversidad y densidad de especies; también lo está la superficie afectada en 1998. El resto de categorías, que incluyen restauración, restauración y nueva afectación en 2003, al igual que las localidades quemadas

tanto en 1998 como en 2003, se organizaron en la categoría que corresponde a menor riqueza, diversidad y densidad de especies.

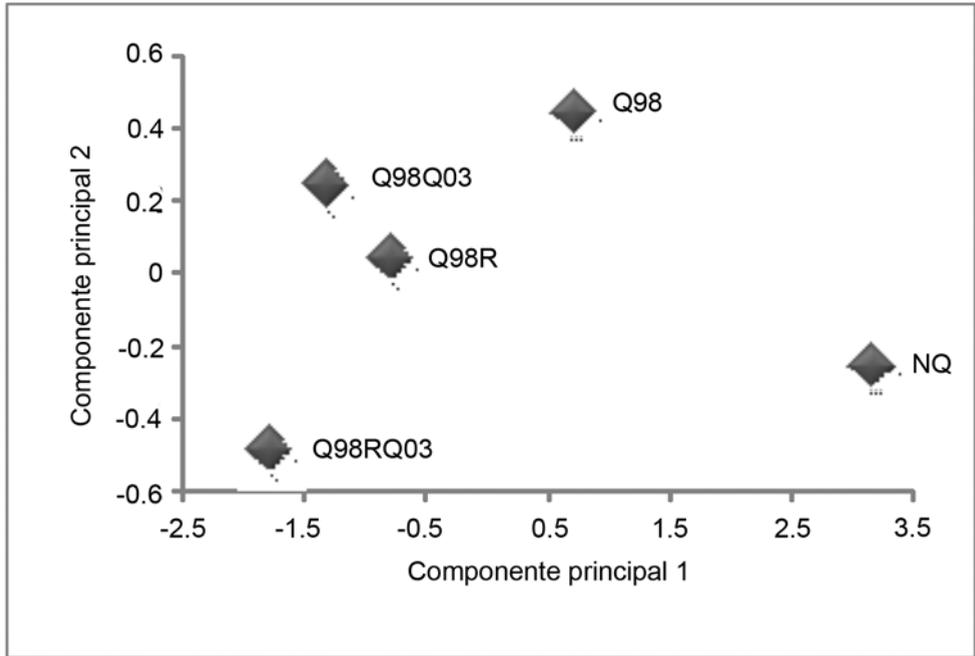
Cuadro 3. Valores característicos de la matriz de correlación.

Componente	Valor eigen	Diferencia	Proporción	Varianza acumulada
1	4.800	4.638	0.960	0.960
2	0.162	0.128	0.032	0.993
3	0.034	0.030	0.007	0.999
4	0.004	0.004	0.001	1.000
5	0.000	---	0.000	1.000

Cuadro 4. Vectores característicos de la matriz de correlación.

Variable	Componentes				
	1	2	3	4	5
Riqueza	0.446	-0.520	0.005	0.393	-0.612
Densidad	0.445	-0.530	0.236	-0.190	0.655
I. Shannon-Wiener	0.454	0.151	-0.332	-0.760	-0.288
Equitatividad	0.441	0.550	0.698	0.098	-0.078
I. Simpson	0.449	0.350	-0.589	0.471	0.327

El análisis de los dos componentes principales indica que, para las variables incluidas, los sitios quemados en 1998 y recuperados mediante siembra directa pertenecen al mismo grupo que los incendiados hacia 1998 y que los siniestrados en dos ocasiones donde la naturaleza se recupera por sí sola; los predios que tienen a la restauración como último evento, forman un grupo diferente al de las zonas incendiadas en 1998, restauradas y vueltas a quemar hacia 2003 (Figura 2). Esto último ayuda a evidenciar que las áreas afectadas una vez, restauradas o no, difieren poco entre sí, y que las áreas restauradas están menos degradadas que las impactadas dos veces por el fuego, como se comprueba más adelante.



Q98 = quemada en 1998; Q98R = afectada por el fuego en 1998 y restaurada; NQ = no quemada; Q98Q03 = incendiada en 1998 y en 2003; Q98RQ03 = quemada en 1998, restaurada y vuelta a incendiar en 2003.

Figura 2. Componentes principales.

Comparación mediante la prueba de t

Con base en las comparaciones de pares de condiciones mediante la prueba de t, el número promedio de especies arbóreas (13.8) por unidad de muestreo en las áreas no quemadas superó al de las quemadas en 1998 (6.5, $p=0.0013$); incendiadas en ese mismo año y restauradas (4.2, $p<0.0001$); quemadas, restauradas y vueltas a quemar en 2003 (2.8, $p<0.0001$) y afectadas por las llamas tanto en 1998 como en 2003 (2.5, $p<0.0001$). Es interesante destacar que las localidades afectadas en 1998 exhibieron un mayor número de taxa por sitio, que el de aquellas quemadas, restauradas y vueltas a siniestrar ($p=0.0399$) y el registrado en las áreas que se incendiaron dos veces ($p=0.0399$). Dichos resultados concuerdan con la reducción observada en selvas incendiadas de Australia (Russell y Stanton, 2002) y Brasil (Cochrane, 2009).

En términos de densidad, los sitios sin fuego (325 árboles ha^{-1}) superaron a todas las demás condiciones: las zonas incendiadas en 1998

(163.3 árboles ha⁻¹, p=0.0057), las siniestradas y restauradas (105 árboles ha⁻¹, p<0.001), las localidades quemadas en 1998, restauradas y vueltas a quemar en 2003 (71.7 árboles ha⁻¹, p<0.001) y aquellas impactadas por la lumbre tanto en 1998 como en 2003 (53.3 árboles ha⁻¹, p<0.001). A su vez, las zonas quemadas en 1998 mostraron una mayor densidad que las incendiadas en ese año y en las 2003 (p=0.0260). De manera semejante, Cochrane y Schulze (1999) apuntan densidades arbóreas en selvas brasileñas (diámetro normal mayor a 10 cm) de: 557 ha⁻¹, 449 ha⁻¹, 384 ha⁻¹ y 375 ha⁻¹, no dañadas por las llamas y dañadas ligera, moderada e intensamente. Esos mismos autores, así como Cochrane *et al.* (1999) puntualizan el abatimiento de 40% de los árboles en selvas brasileñas incendiadas, pero otro 40% se pierde si se quema el área de nuevo. En el primer caso se mueren en particular árboles con DN<30 cm, pero en el segundo, de todos tamaños. Se ha determinado que la reducción del arbolado en África también obedece a la mortalidad de semillas, de regeneración y de juveniles, así como al menor vigor en los sobrevivientes (Biggs *et al.*, 2003).

Valor de importancia

En el caso de las áreas no afectadas por el fuego, el PVI tiene poca diferencia entre las 45 especies arbóreas presentes. Seis de ellas (*Brosimum alicastrum* Sw., *Chionanthus* sp., *Pimenta dioica* (L.) Merrill, *Aphananthe monoica* (Hemsl.) Leroy, *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken y *Manilkara zapota* (L.) v. Royen, tienen valores iguales o mayores a cinco. El resto son menores en forma gradual (Cuadro 5). Esta tendencia exhibe la gran diversidad de especies y la baja dominancia de cada una de ellas, como es típico en las selvas medianas y altas.

En la localidad afectada por los incendios de 1998, se detectaron dos especies con PVI superiores a 15: *Heliocarpus donnell-smithii* Rose y *Trichospermum grewiifolium* (A. Rich.) Kosterm. Las 25 restantes tuvieron valores de entre 7 y 1.3 (Cuadro 6). En la zona incendiada en 1998 y reforestada, también dos fueron las más importantes, *Acacia milleriana* Standl. y *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth, con PVI de 36.3 y 27.5, respectivamente. Las otras 11 no superaron 10.7% cada una (Figura 3).

En los mismos sitios reforestados mediante siembra directa y vueltos a quemar en 2003, una de ellas resultó preponderante *Byrsonima crassifolia* (PVI=48.7%), seguida de dos con PVI mayores a 10 pero menores a 15, *Piscidia piscipula* (L.) Sarg. y *Acacia milleriana* Standl. (Figura 4). En la zona afectada por incendios en 1998 y 2003, *Cordia alliodora* (PVI=36.1) supera a las demás ampliamente, seguida por *Cedrela odorata* (PVI=17.9%) (Figura 5).

Cuadro 5. Porcentaje de valor de importancia por especie en las áreas no afectadas por los incendios forestales.

Especie	% VI	Especie	% VI
<i>Brosimum alicastrum</i>	6.5	<i>Calyptrothrix schiedeana</i>	1.5
<i>Chionanthus</i> sp.	6.4	<i>Guapira</i> sp.	1.3
<i>Pimenta dioica</i>	5.7	<i>Coccoloba cozumelensis</i>	1.2
<i>Aphananthe monoica</i>	5.2	<i>Cupania dentata</i>	1.2
<i>Cordia alliodora</i>	5.1	<i>Phoebe mexicana</i>	1.0
<i>Manilkara zapota</i>	5.0	<i>Erythroxylum</i> sp.	0.9
<i>Guettarda combsii</i>	4.9	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>	0.9
<i>Bursera simaruba</i>	4.6	<i>Croton guatemalensis</i>	0.9
<i>Trichitia</i> sp.	4.2	<i>Trichospermum grewiifolium</i>	0.8
<i>Protium copal</i>	4.0	<i>Simira salvadorensis</i>	0.8
<i>Swietenia macrophylla</i>	3.9	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	0.7
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	3.3	<i>Ficus cotinifolia</i>	0.7
<i>Coussapoa purpusii</i>	2.9	<i>Ximenia</i> sp.	0.7
<i>Lonchocarpus castilloi</i>	2.6	<i>Astronium graveolens</i>	0.7
<i>Cedrela odorata</i>	2.0	<i>Trichilia cuneata</i>	0.7
<i>Terminalia amazonia</i>	2.0	<i>Cymbopetalum penduliflorum</i>	0.6
<i>Zuelania guidonia</i>	1.9	<i>Guapira linearibracteata</i>	0.6
<i>Tabebuia rosea</i>	1.8	<i>Jacaratia dolichaula</i>	0.6
<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	1.8	Otras especies*	9.1
<i>Casearia nitida</i>	1.6		

* Incluye siete especies.

Respecto a las especies con mayor PVI en cada condición, coinciden con su clasificación como clásicas de selvas medianas y altas no degradadas o bien de vegetación secundaria, sabanoide o típica de sabanas, referidas por Ibarra *et al.* (1997) y por Pennington y Sarukhán (2005). Entre las típicas de selvas no alteradas están *Brosimum alicastrum*, *Pimenta dioica*, *Aphananthe monoica*, *Manilkara zapota*, *Pseudolmedia oxyphyllaria* Donn. Smith y *Stemmadenia donnell-smithii*

Cuadro 6. Porcentaje de valor de importancia por especie en las áreas quemadas de 1998.

Especie	% VI	Especie	% VI
<i>Heliocarpus donnell-smithii</i>	15.8	<i>Tabebuia rosea</i>	1.9
<i>Trichospermum grewiiifolium</i>	15.4	<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	1.7
<i>Manilkara zapota</i>	7.0	<i>Ficus cotinifolia</i>	1.7
<i>Neea stenophylla</i>	5.3	<i>Chionanthus</i> sp.	1.6
<i>Brosimum alicastrum</i>	4.4	<i>Astronium graveolens</i>	1.5
<i>Trema micrantha</i>	4.0	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1.5
<i>Bursera simaruba</i>	4.0	<i>Coccoloba cozumelensis</i>	1.5
<i>Guapira cf. petenensis</i>	3.6	<i>Cordia alliodora</i>	1.4
<i>Ficus colubrinae</i>	3.3	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	1.4
<i>Acacia milleriana</i>	2.8	<i>Guettarda combsii</i>	1.4
<i>Croton guatemalensis</i>	2.6	<i>Zuelania guidonia</i>	1.4
<i>Cojoba arborea</i>	2.5	<i>Pseudobombax ellipticum</i>	1.3
<i>Cecropia obtusifolia</i>	2.4	Otras especies*	8.7

* Incluye siete especies.

(Rose) Woodson, entre otras. En las distintas categorías de afectación por el fuego dominan las típicas de vegetación secundaria, como: *Heliocarpus donnell-smithii*, *Trichospermum grewiiifolium*, *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Cecropia obtusifolia* Bertol. y *Cordia alliodora* (localidades quemadas en 1998; las dos primeras con el >PVI en dicha condición de estudio); *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth. y *Piscidia piscipula* (sitios incendiados en 1998 y reforestados); *P. piscipula*, *Bursera simaruba*, *Lysiloma acapulcensis* y *Cordia alliodora* (áreas quemadas, reforestadas y vueltas a incendiar) y *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC., *Bursera simaruba* y *Piscidia piscipula* (áreas incendiadas dos veces). Cabe destacar la presencia de *Byrsonima crassifolia*, que es de vegetación sabanoide o de sabanas, también formando parte de la vegetación secundaria, con el segundo PVI en áreas incendiadas en 1998 y reforestadas, así como en las áreas quemadas reforestadas y que se volvieron a incendiar, condición en la que ocupó el primer lugar por su PVI.

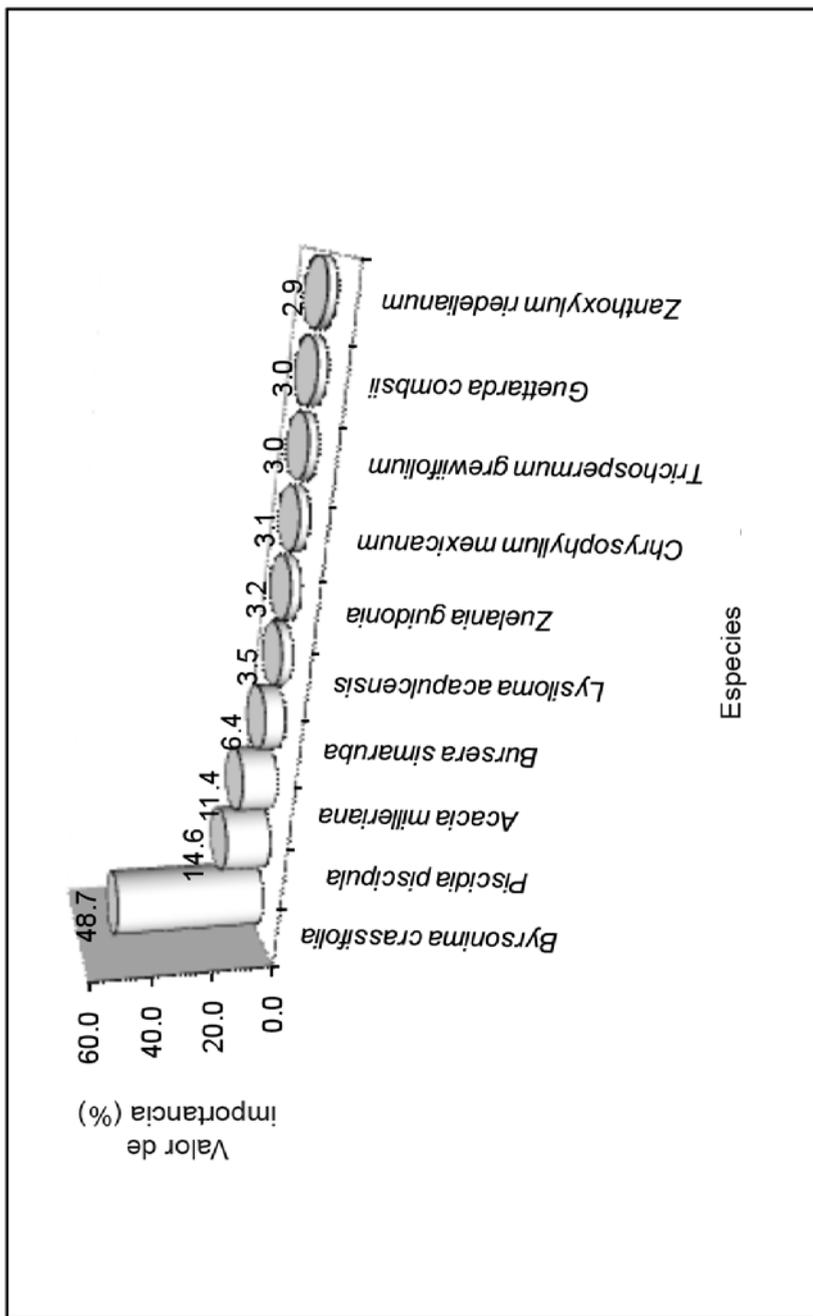


Figura 3. Porcentaje de valor de importancia por especie en las áreas quemadas en 1998 y reforestadas con siembra directa.

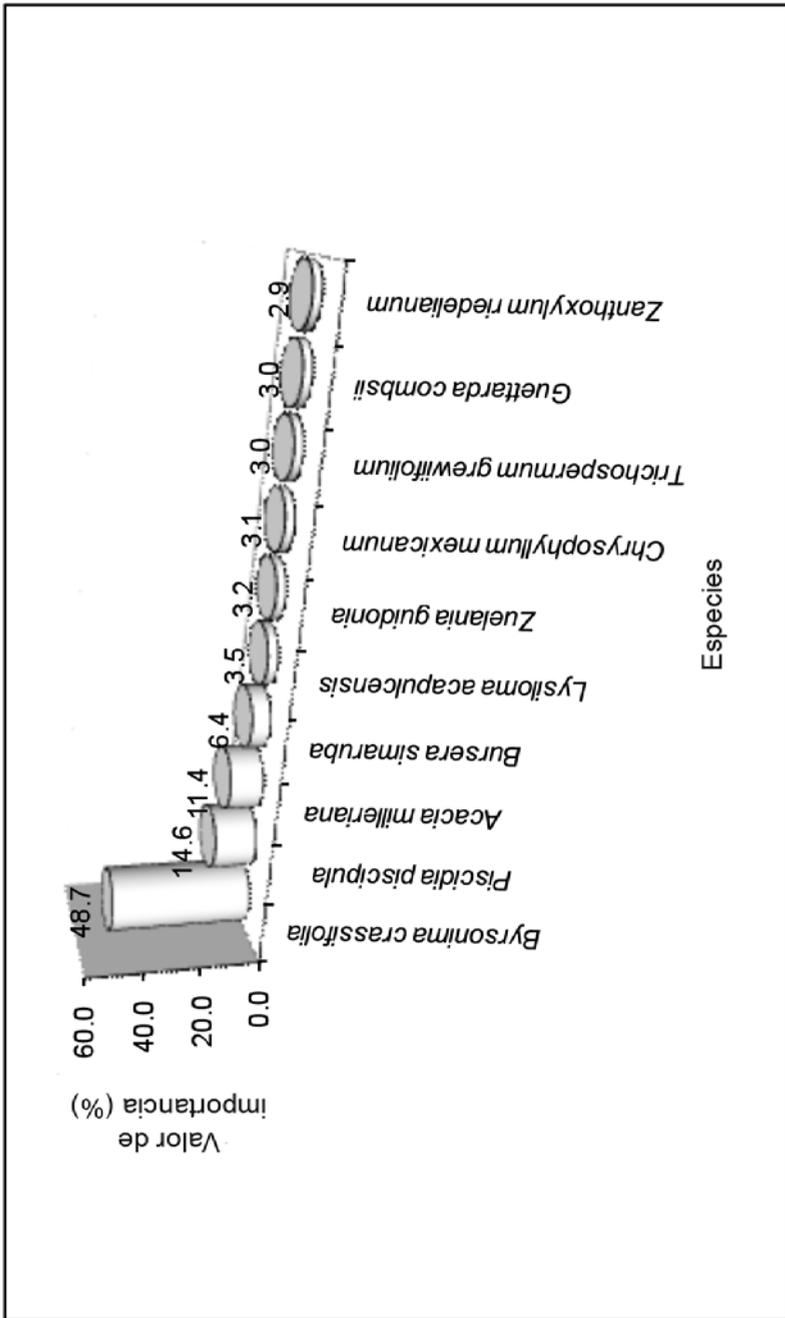


Figura 4. Porcentaje de Valor de Importancia por especie en las áreas quemadas en 1998, reforestadas con siembra directa y vueltas a quemar en 2003.

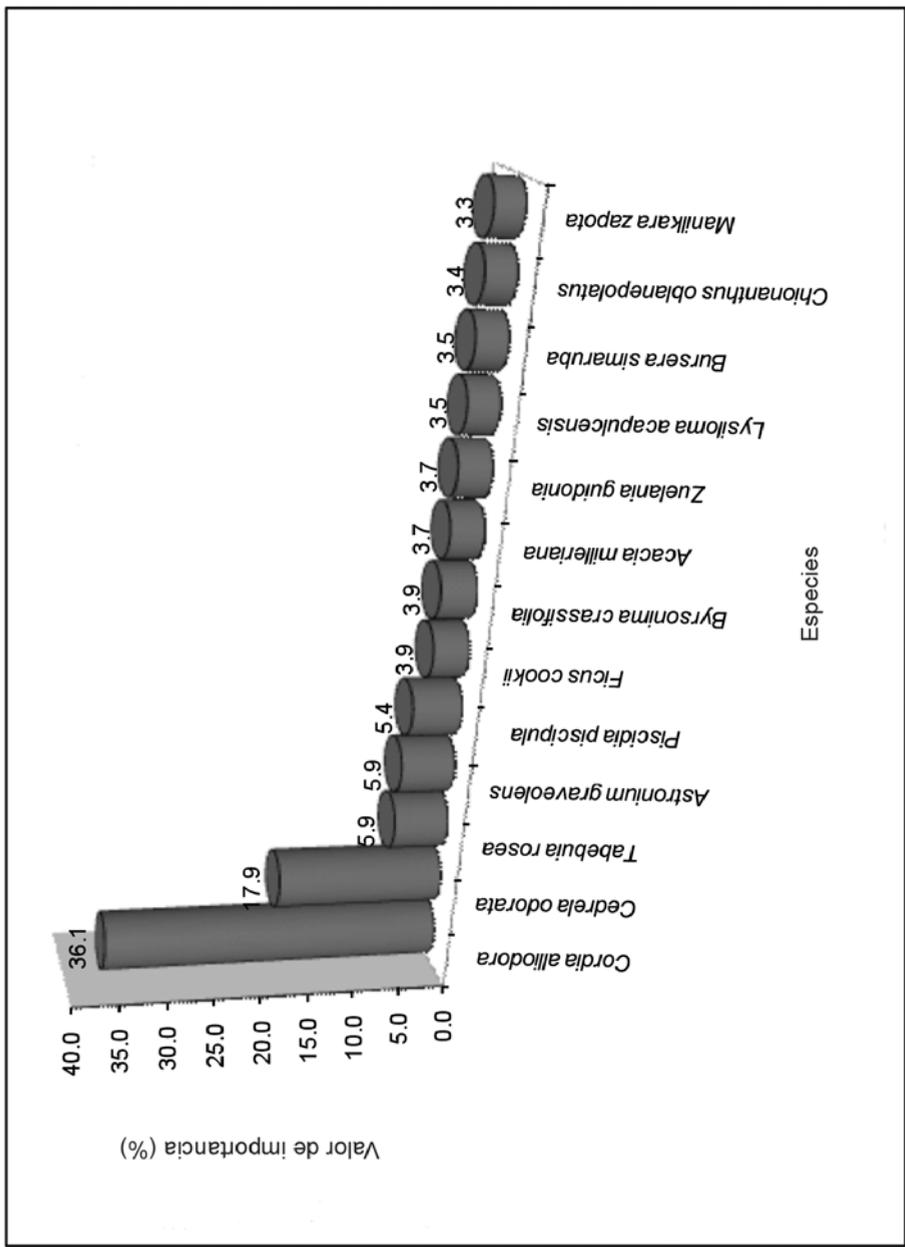


Figura 5. Porcentaje de valor de importancia por especie en áreas quemadas en 1998 y en 2003.

Gómez y Vázquez (1985) describen que al tratar muestras de suelo con calentamiento similar al que puede ocurrir durante una quema de monte, se reduce el número de especies que aparecen por germinación, con predominio de las que resisten altas temperaturas, como *Lysiloma acapulcensis* de la familia Leguminosae, la cual fue registrada en tres de las condiciones afectadas por los incendios estudiadas en este trabajo y a cuya semilla el fuego posiblemente contribuye a eliminar su latencia física.

De las especies que se hallaron en las áreas que no fueron dañadas por los incendios forestales, 18 se observaron en las zonas quemadas en 1998; algunas de ellas son: *Cordia alliodora*, *Coccoloba cozumelensis* Hemsley, *Manilkara zapota*, *Croton guatemalensis* Lotzy y *Platymiscium dimorphandrum* J. D. Smith. En las tres condiciones restantes (quemadas en 1998 y reforestadas con siembra directa, siniestradas en 1998, reforestadas y vueltas a incendiar en el 2003 y las zonas que fueron afectadas en 1998 y 2003), se determinó la existencia de cinco especies en común: *Byrsonima crassifolia*, *Acacia milleriana*, *Zuelania guidonia* (Sw.) Britton. & Millsp., *Lysiloma acapulcensis* y *Bursera simaruba*; esta última es señalada por Pennington y Sarukhán (2005) como típica tanto de selvas no perturbadas como de vegetación secundaria.

En los sitios quemados en 1998 y 2003, se encontraron individuos de *Manilkara zapota*, *Tabebuia rosea*, *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata* y *Astronium graveolens* Jacq., con dimensiones de hasta 19 m de altura y 86 cm de diámetro, que a pesar de haber sido impactados por los incendios, sobrevivieron y aún exhiben buen vigor. Las dos primeras han sido referidas como sobrevivientes en zonas afectadas por incendios en selvas de Quintana Roo (Villa *et al.*, 1990).

Existen especies que se identificaron en común para diferentes condiciones, al igual que otras registradas como únicas de cada categoría en el muestreo realizado. Ejemplos son: *Ficus* sp., *Swietenia macrophylla* King, *Simira salvadorensis* Steyerem., *Cymbopetalum penduliflorum* (Dunal) Baillon y *Pseudolmedia oxyphyllaria*, árboles que sólo se hallaron en las áreas no afectadas. Snook (1993) señala que *Swietenia macrophylla* es colonizadora de tierras incendiadas.

Las selvas quemadas son repobladas por colonizadoras como *Heliocarpus donnell-smithii* y *Trichospermum grewiifolium*, que se localizaron en las áreas degradadas, sobre todo en las siniestradas en 1998, al igual que *Cecropia obtusifolia*, típica de claros y vegetación secundaria (Rzedowski, 1978).

CONCLUSIONES

Siete y dos años después de acontecidos los incendios de 1998 y 2003 en la Reserva Selva El Ocote, la riqueza de especies arbóreas, diversidad, equitatividad

y densidad de la selva alta-mediana subperennifolia fueron bajas, en particular después de la afectación de dos incendios forestales, como se planteó en la hipótesis del trabajo.

Con base en el análisis de componentes principales, el área no afectada forma grupos particulares en todos los parámetros evaluados dentro de las zonas incendiadas, con o sin restauración.

Los sitios restaurados que se volvieron a incendiar, tendieron a formar un grupo diferente al de las áreas siniestradas dos veces y no restauradas y las localidades quemadas y restauradas. Con tal clasificación destaca que los grupos que forman no corresponden a las distintas condiciones estudiadas.

Las áreas quemadas una vez y aquellas afectadas dos veces, tuvieron 60 y 28.9% de las especies registradas en áreas no incendiadas; 74.9 y 52.2% del índice de diversidad de Shannon-Wiener; así como 50.2 y 16.4% de la densidad de árboles.

Los predios incendiados dos veces tuvieron los menores valores de supervivencia de árboles, densidad de árboles vivos, número de especies por sitio, además de los mayores valores de roca expuesta y de cobertura de sotobosque, denotando la mayor alteración que han experimentado.

En las superficies degradadas dominan árboles típicos de vegetación secundaria, sabanoide o de sabana: *Heliocarpus donnell-smithii*, *Byrsonima crassifolia*, *Lysiloma acapulcensis*, *Piscidia piscipula*, *Bursera simaruba*, *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*, *Zuelania guidonia* y *Cecropia obtusifolia*, pero también existen especies típicas de selvas no alteradas, lo cual es un indicador de que sobrevivieron en los sitios quemados o que lentamente se van recuperando; casos específicos son *Astronium graveolens*, *Brosimum alicastrum* y *Manilkara zapota*, bajo la sombra de las pioneras. Algunos adultos de *M. zapota*, entre otros, muestran cierta resistencia al paso del fuego.

Una selva quemada es más proclive al fuego, como se demostró con el segundo incendio de 2003, lo que denota la necesidad de fortalecer los esquemas y recursos para el manejo del fuego en esta área, en particular en los sitios donde un segundo o hasta un tercer incendio pudiesen ocurrir.

Debe tenerse muy claro que los efectos degradantes de los incendios se presentan sobre ecosistemas sensibles al mismo, como es el caso de la selva aquí descrita, pero que en ecosistemas mantenidos por el fuego sólo la alteración de los regímenes de fuego a través de su exclusión y eventuales incendios más intensos o bien su exceso en frecuencia, los degradan. Un apropiado sistema de fuego, incluso con la influencia del hombre, ayuda a mantener saludables esos

ecosistemas, tal como evidencia la literatura científica que existe para el país sobre efectos de estos disturbios en pinares.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO), a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y al Sr. Francisco Ramos Marchena, de la Universidad Nacional Autónoma de México, por los apoyos prestados de logística y determinación taxonómica.

REFERENCIAS

- Biggs, R., H. C. Biggs, T. T. Dunne, N. Govender and A. L. F. Potgieter. 2003. Experimental burn plot trial in the Kruger National Park: history, experimental design and suggestions for data analysis. *Koedoe* 46: 1-15.
- Cleary, D. F. R., A. Priadjati, B. K. Suryokusomo and S. B. J. Menken. 2006. Butterfly, seedling, sapling and tree diversity and composition in a fire-affected Bornean rainforest. *Austral Ecology* 31: 46-57.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421: 913-919.
- Cochrane, M. A. 2009. Fire, land use, land cover dynamics, and climate change in the Brazilian Amazon. *In: Cochrane, M. A. (Coord.). Tropical fire ecology. Springer-Praxis. Berlin, Germany. pp. 389-426.*
- Cochrane, M. A. and M. D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass and species composition. *Biotropica* 31:2-16.
- Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. Souza Jr., D. Nepstad, P. Lefebvre and E. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Gómez P., A. y C. Vázquez Y. 1985. Estudio sobre regeneración de selvas en regiones cálido-húmedas de México. *In: Gómez P., A. y S. del Amo R. (Eds.). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Alhambra Mexicana. México, D. F. México. pp. 1-25.*
- Ibarra M., G., M. Martínez R., R. Dirzo y J. Núñez F. 1997. La vegetación. *In: González S., E., R. Dirzo y R. C. Vogt. (Eds.). Historia natural de Los Tuxtlas. IB-INE-CONABIO. México, D. F. México. pp. 61-85.*
- Krebs, Ch. J. 1985. *Ecología: estudio de la distribución y la abundancia. Harla. México, D. F. México. 753 p.*
- Laurance, W. F. 2003. Show burn: The insidious effect of surface fires on tropical ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 209-212.

- Pennington, T. D. y J. Sarukhán K. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. 3ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica. México, D. F. México. 523 p.
- Russell-Smith, J. and P. Stanton. 2002. Fire regimes and fire management of rainforest communities across northern Australia. *In*: Bradstock, R. A., J. E. Williams and M. A. Gill (Eds.): Flammable Australia. The fire regimes and biodiversity of a continent. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 329-350.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F. México. 432 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Selva El Ocote. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D. F. México. 220 p.
- Snook, C. L. 1993. Stand dynamics of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) and associated species alter fire and hurricanes in tropical forests of the Yucatán Peninsula. Doctoral Thesis. Yale University. New Haven, CT. USA. 254 p.
- Shlisky, A., J. Waugh, P. González, M. González, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. A. Nuruddin, D. A. Rodríguez-Trejo, R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, D. Zollner and W. Fulks. 2007. Fire ecosystems and people: treats and strategies for global biodiversity conservation. G.F.I. Technical Report 2007-2. The Nature Conservancy. Arlington, VA. USA. 20 p.
- Universidad Autónoma Chapingo-Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (UACH-SEMARNAP). 1999. Atlas forestal. México, D. F. México. 101 p.
- Villa S., A. B., E. A. Hernández O. y V. E. Sosa C. (Eds.). 1990. Plan de manejo silvícola integral de la zona norte de Quintana Roo. Asociación Mexicana de Profesionistas Forestales, A. C. México, D. F. México. 100 p.

SECUENCIA DE ARRIBO DE COLEÓPTEROS EN ÁRBOLES DE *Pinus montezumae* Lamb. DAÑADOS POR INCENDIOS

Juana Fonseca González¹, Celina Llanderal Cázares²,
David Cibrián Tovar³, Armando Equihua Martínez²
y Héctor Manuel de los Santos Posadas²

RESUMEN

En los pinos dañados por incendios, varias especies de coleópteros son atraídas por los compuestos volátiles que desprenden los tejidos dañados. Algunos insectos dependen de este factor para su supervivencia debido a que los árboles siniestrados proveen el sustrato para su reproducción y ofrecen menos resistencia a su ataque, al tener presión osmótica inferior. El presente estudio se realizó con la finalidad de conocer la diversidad y la secuencia de llegada de coleópteros a *Pinus montezumae* afectados por incendios, que se capturaron mediante la aplicación de un pegamento en los troncos. El registro se hizo por fecha de recolecta, se calculó la abundancia relativa de cada grupo y se ajustó a una curva de regresión logística para determinar diferencias entre su patrón de acumulación. Se obtuvieron especímenes de las familias Curculionidae, Buprestidae, Cleridae, Salpingidae, Elateridae, Colydiidae, Bostrichidae y Staphylinidae, la tercera y la primera fueron las más abundantes, 47.5 y 29.2%, respectivamente. De acuerdo a sus hábitos alimentarios, se clasificaron en descortezadores primarios, descortezadores secundarios, barrenadores de madera, depredadores e insectos asociados. Sólo se observaron diferencias significativas entre el patrón de acumulación de descortezadores primarios y barrenadores, con respecto al conjunto de descortezadores, los cuales tienen su máxima acumulación a finales de marzo, mientras que los barrenadores, a principios de abril. Los depredadores acumularon una abundancia relativa muy semejante a la de sus presas, con un máximo a finales de marzo. Se cita una nueva especie para *Lechriops* como barrenador de madera.

Fecha de recepción: 23 de junio de 2008.

Fecha de aceptación: 20 de noviembre de 2009.

¹ Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Correo-e: fonsecaj@uaeh.edu.mx

² Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo.

³ División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo.

Palabras clave: *Chrysobothris inaequalis*, *Dendroctonus mexicanus*, *Enoclerus arachnodes*, *Enoclerus erro*, *Ips mexicanus*, *Lechriops*.

ABSTRACT

Several beetle species are attracted by the volatile compounds that pines affected by forests fires emit. Some insects depend upon this factor to survive due to the fact that these trees provide the right substrate for their reproduction and offer less resistance to attacks because of a lower osmotic pressure. This study was aimed to evaluate the diversity and sequence of arrival of Coleoptera to *Pinus montezumae* wildfire damaged trees. Insects were captured with adhesive tangle traps applied directly to the stem. Relative abundance of each species group was calculated for each date of capture and data were fitted to a logistic curve, to differentiate accumulation patterns. The specimens collected included the families Curculionidae, Buprestidae, Cleridae, Salpingidae, Elateridae, Colydiidae, Bostrichidae y Staphylinidae, being Cleridae (47.5%) and Curculionidae (29%) the most abundant. Classified by their feeding habits the insects groups were: primary bark beetles, secondary bark beetles, wood borers, predators and others. Statistical significant differences were only found among the accumulation patterns of primary bark beetles and wood borers. While bark beetles peak in abundance at the end of March the wood borers did it at the beginning of April. Predators exhibit a highly associated pattern to their prey also peaking at the end of March. A new species of wood borer of genus *Lechriops* is also reported.

Key words: *Chrysobothris inaequalis*, *Dendroctonus mexicanus*, *Enoclerus arachnodes*, *Enoclerus erro*, *Ips mexicanus*, *Lechriops*.

INTRODUCCIÓN

Los incendios ocasionan la degradación de los recursos forestales y anualmente provocan cuantiosas pérdidas económicas y daños irreversibles a los ecosistemas. En México durante el período de 1988 a 1997, afectaron en promedio 246 mil ha al año (SEMARNAP-UACH, 1999), pero en algunos lapsos la superficie ha sido mucho mayor, como en 1998, cuando se quemaron 850 mil ha (Rodríguez, 2007). Los árboles que sobreviven a estos siniestros quedan con algún nivel de "chamuscado" ya sea en la copa o en el tronco, lo que los hace más susceptibles al ataque de plagas y enfermedades (Rodríguez, 1996).

En los pinos dañados por incendios forestales, varias especies de coleópteros son atraídas por los compuestos volátiles que desprenden los tejidos afectados (Suckling *et al.*, 2001; Kelsey y Joseph, 2003). De hecho, algunos insectos dependen de los incendios para su supervivencia debido a que los árboles sometidos a esos eventos proveen el sustrato adecuado para su

reproducción (McCullough *et al.*, 1998) y ofrecen menos resistencia a su ataque por tener menor presión osmótica (Chararas, 1978). Se considera que esta atracción es mayor en las primeras semanas y desaparece al segundo año del siniestro (Sullivan *et al.*, 2003); aunque Werner (2002) observó que en el caso de la familia Scolytidae, las poblaciones siguen altas hasta quince años después de la quema.

Los descortezadores son el grupo de coleópteros de mayor importancia por las pérdidas que pueden provocar en el manejo forestal, principalmente el género *Dendroctonus* (Cibrián *et al.*, 1995). Miller y Patterson (1927) demostraron que *Dendroctonus ponderosae* Hopkins es atraído a los árboles de *Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson dañados por incendio desde una distancia de dos o tres millas. El peligro potencial es que los descortezadores logren acumularse en árboles dañados o muertos, con el consecuente aumento de sus poblaciones, hasta ser capaces de matar individuos sanos adyacentes (Miller y Patterson, 1927; Furniss, 1965). Santoro *et al.* (2001) registraron que en bosques de *Pinus resinosa* Aiton, *Ips pini* Say se incrementó al doble cuatro semanas posteriores a un incendio, pero a los tres meses regresó a los niveles previos al disturbio; mientras que las poblaciones de *I. grandicollis* Eichh. e *I. perroti* Swaine se mantuvieron estables. A pesar de que los descortezadores del género *Ips* se consideran como secundarios, están involucrados en el manchado de la madera y la transmisión de patógenos (Cibrián *et al.*, 1995).

Algunos barrenadores de madera de las familias Buprestidae y Cerambycidae responden directamente al humo (Rogers, 1996), e incluso al resplandor del fuego, como es el caso del género *Melanophila* (Evans, 1966; citado por McCullough *et al.*, 1998). Estos organismos también buscan los sustratos producidos por el incendio para ovipositar, lo que demostraron Suckling *et al.* (2001) en la hembra de *Arhopalus tristis* F. (Cerambycidae) sobre *Pinus radiata* D. Don. McHugh *et al.* (2003) determinaron que los buprestidos y los cerambícidos fueron los insectos más frecuentes en bosques de *Pinus ponderosa* impactados por el fuego en el sureste de Estados Unidos.

Se ha relacionado la presencia de los depredadores de descortezadores con el nivel de "chamuscado" de los árboles. Kelsey y Joseph (2003) obtuvieron una relación directa entre el nivel de "chamuscado" de *Pinus ponderosa* y la cantidad de insectos de las familias Cleridae y Trogositidae. Una situación semejante citan Santoro *et al.* (2001) para *Thanasimus dubius* F. en rodales quemados de *Pinus resinosa*.

La colonización de árboles por los escolítidos es seguida por un conjunto de insectos, principalmente depredadores y parasitoides; Stephen y Dahlsten (1976) demostraron que más de 100 especies están asociadas a

Dendroctonus brevicomis LeConte y que la diversidad aumenta conforme avanza el ciclo de vida del descortezador. Por lo tanto, el arribo diferenciado de los insectos puede describirse a partir de modelar la acumulación total mediante un modelo logístico.

En México se carece de estudios sobre los principales grupos de insectos que son atraídos hacia coníferas con algún nivel de “chamuscado”, así como de su secuencia de llegada. Por ello se plantearon los siguientes objetivos:

a) Identificar los principales descortezadores, barrenadores de madera y depredadores, que llegan a los individuos de *Pinus montezumae* sometidos a un incendio forestal reciente.

b) Registrar la secuencia de llegada de los diferentes grupos de insectos a los árboles.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en el ejido San Rafael Amolucan, municipio Singuilucan, Hgo., en donde a mediados de enero de 2005 ocurrió un incendio forestal en una superficie aproximada de 2 ha. La altitud promedio en el lugar es de 2,330 m y tiene un clima semiseco con lluvias en verano y temperatura anual promedio de 15.7°C (García, 1988). El sitio está asentado en un bosque bajo manejo y corresponde a un área de regeneración de *Pinus montezumae*, por lo que las características de los árboles son muy homogéneas, con una edad de 16 años, un promedio de 7 m de altura y 20 cm de diámetro normal.

Recolecta e identificación de insectos

El 29 de enero de 2005 se seleccionaron 10 ejemplares con la totalidad del fuste y la copa “chamuscados”, pero con yemas terminales vivas, ya que los árboles en esta condición según McHugh *et al.* (2003) y Wallin *et al.* (2003) son los más atractivos para *Dendroctonus* e *Ips*. Se les aplicó pegamento Stickem®, que ha sido empleado en trampas pegajosas para monitorear la actividad de descortezadores (Stephen y Dahlsten, 1976; Byers *et al.*, 1989) y arácnidos en bosques (Hodge, 1987). El adhesivo se colocó en un área del tronco de 30 x 20 cm, a una altura aproximada de 1.30 m, la que se eligió por ser una dimensión estandarizada y debido a que los ataques de *Dendroctonus mexicanus*, principal descortezador presente en Hidalgo, se ubican desde la base hasta la punta, en individuos con diámetros menores de 40 cm (Cibrián *et al.*, 1995). Previamente se eliminó la corteza sin llegar al floema, con la finalidad de no aumentar la atracción de los insectos hacia los árboles por la salida de resina. En la superficie tratada

se verificó que no hubiera evidencias de ataques previos por descortezadores o barrenadores.

Los insectos atrapados se recolectaron cada dos semanas, del 12 de febrero al 21 de mayo de 2005. En cada ocasión de recolecta se colocaron todos los ejemplares de los 10 árboles en un frasco con thinner como solvente para eliminar los residuos del pegamento y se conservaron en una solución de alcohol etílico al 70% para su posterior registro; además, se contó el número de insectos atrapados por especie o género.

La identificación de los escoltíidos se realizó de acuerdo a Wood (1982), la de los cléridos con base en Romero (1993), los estafilínidos por el Dr. Juan Márquez Luna, del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo (CIB-UAEH), los curculiónidos por el M. en C. Raúl Muñiz Vélez del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), SAGARPA y el bupréstido por Richard Wescott del Departamento de Agricultura de Oregon. Los ejemplares se depositaron en la Colección de Coleópteros de la citada institución en el Estado de Hidalgo.

Análisis de datos

Los insectos recolectados se agruparon de acuerdo a sus hábitos alimentarios e importancia en: descortezadores primarios (Grupo 1), descortezadores secundarios (Grupo 2), barrenadores de madera (Grupo 3), depredadores (Grupo 4) e insectos asociados (Grupo 5). Al realizar el primer análisis y no observar diferencias entre los patrones de llegada de descortezadores primarios y secundarios, se decidió integrarlos en un solo grupo (Grupo 6: Grupo 1 + Grupo 2).

Para cada grupo se calculó una abundancia relativa acumulada por fecha de recolecta, de la siguiente manera:

$$Ab_i = \sum(n_{i-1} + n_i) / n_i \dots \dots \dots (1)$$

$$I = 1$$

Donde:

Ab_i = abundancia relativa observada del grupo b en la fecha de colecta i ,

n_i = número de insectos del grupo b recolectado en la fecha i ;

n_i = número total de insectos recolectados para el grupo.

La abundancia relativa se comparó entre grupos para conocer si existían diferencias en su patrón de acumulación, para lo cual se buscó una función que lo describiera. Se utilizó un modelo de regresión logística limitado a 1, el cual tiene, entre otras, la ventaja de que al principio de las recolectas (tiempo 0) asume un porcentaje de población inicial base existente antes del evento que dispara su aumento.

La abundancia de cada grupo se ajustó a una curva logística y el modelo utilizado fue:

$$f(t) = (1 + \exp(\beta_1 \times \exp(\beta_2 \times t)))^{-1} \dots \dots \dots (2)$$

Donde:

$f(t)$ = abundancia relativa calculada de cada grupo de insectos

\exp = base de los logaritmos naturales

β_1 = coeficientes de regresión

t = fechas de recolecta.

Para establecer si los patrones de acumulación entre grupos son estadísticamente diferentes, se reformuló el modelo 2 de la siguiente forma general:

$$f(t) = \left(1 + \exp\left(\sum_i^8 \beta_1 + \beta_{1j} I_j\right) \times \exp\left(\left(\sum_i^8 \beta_2 + \beta_{2j} I_j\right) \times t\right)\right)^{-1} \dots \dots \dots (3)$$

Donde:

I_j = variable indicadora, que toma el valor 1 si se presenta el j -ésimo grupo y 0 en el caso contrario

Así, y con base en la abundancia del Grupo 6, se pretendió diferenciar la distribución de los grupos de insectos por su abundancia relativa. Donde cada β_{1j} y β_{2j} representa la adicionalidad debida a los otros grupos.

Este modelo se redujo hasta lograr que sólo los parámetros estadísticamente diferentes de cero quedarán incluidos (4).

$$f(t) = \left(1 + \exp(\beta_1 + \beta_{1D1} I_{D1}) \times \exp\left(\left(\beta_2 + \beta_{2B} I_B\right) \times t\right)\right)^{-1} \dots \dots \dots (4)$$

Donde:

β_{1D1} = parámetro de adicionalidad para el Grupo 1 (descortezadores primarios)

I_{D1} = variable indicadora para el Grupo 1

β_{2B} = parámetro de adicionalidad para el Grupo 3 (barrenadores de madera)

I_B = variable indicadora para el Grupo 3.

Para precisar la fecha en la que se consignó la máxima acumulación de insectos, así como el momento en que ésta empezó a disminuir, se generó la primera derivada del modelo, que de manera general es como se indica:

$$df(t) / dt = (1 + \exp(\beta_1) \times \exp((- \beta_2) \times t))^2 \times \beta_2 \times \exp(\beta_1) \times \exp(-\beta_2 \times t) \dots (5)$$

A fin de determinar el patrón de acumulación de los depredadores con respecto a sus presas (descortezadores primarios y secundarios), únicamente se consideraron estos dos grupos en el modelo, y se obtuvo la primera derivada para ubicar los momentos en los que se dieron las mayores acumulaciones de ambas poblaciones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad de Coleópteros

Se capturaron 360 insectos pertenecientes a 20 taxa (Cuadro 1). Estuvieron presentes las familias Cleridae (47.5%), Curculionidae (29.2%) Salpingidae (14.2%), Buprestidae (3.6%) Staphylinidae (2.8%), Bostrichidae (1.1%), Colydiidae (0.8%) y Elateridae (0.8%), que comúnmente se observan en rodales de coníferas afectados por incendios (Werner, 2002; Sullivan *et al.*, 2003; Saint-Germain *et al.*, 2004); aun cuando en esos reportes también se ha identificado a la familia Cerambycidae, en el presente estudio no se registró, posiblemente, debido a que son ejemplares de mayor tamaño y que pudieron escapar de la trampa. Se identificaron cinco grupos de acuerdo a su función en el ecosistema: descortezadores primarios (5.6%), descortezadores secundarios (12.2%), barrenadores de madera (13.9%), depredadores (62.5%) e insectos asociados (5.8%).

Entre los descortezadores, *Dendroctonus mexicanus* Hopkins es capaz de producir la muerte de árboles sanos, por lo que contribuye al cambio de uso del

suelo en los bosques del centro del país (Cibrián *et al.*, 1995). Cabe mencionar que aunque no se colectó a *D. valens* LeConte, se observaron sus orificios de entrada en tres árboles adyacentes a los muestreados, también afectados por el incendio. Es un insecto común en pinos con daño por fuego (Bradley y Tueller, 2001; Santoro *et al.*, 2001; Kelsey y Joseph, 2003). Otro descortezador presente en el área de estudio, que se considera importante, fue *Ips mexicanus* Hopkins, ya que infesta tanto árboles vivos, como en proceso de muerte (Furniss y Carolin, 1977; Cibrián *et al.*, 1995). Según Coulson y Witter (1990) este género coloniza y mata árboles sanos cuando tiene niveles altos de población y su presencia confirma su capacidad para atacar individuos lesionados por incendio. *Pityophthorus*, un descortezador secundario, apareció desde el principio de la recolecta, con un incremento importante en el mes de abril. Algunas especies de *Pityophthorus* acompañan a descortezadores primarios tales como *Dendroctonus*, *Ips* o *Scolytus*, además colonizan ejemplares derribados, debilitados por sequía o por competencia con otros árboles (Cibrián *et al.*, 1995); así mismo, son atraídos por aquellos que fueron dañados por incendios.

Se capturaron siete ejemplares de *Hylastes fulgidus* Blackman, la mayoría de ellos en abril y mayo; para *Hylurgops incomptus* Blandford se recolectó un solo individuo. Ambas especies colonizan tocones o árboles moribundos (Furniss y Carolin, 1977). Apigian *et al.* (2006) mencionan que estos géneros muestran una marcada preferencia por las áreas sujetas a tratamientos silvícolas en las que se realizan de manera conjunta aclareos y quemas, lo cual es confirmado por el estudio de Kelsey y Joseph (2003), quienes asocian la presencia de *Hylurgops porosus* LeConte con la severidad del “chamuscado” de *Pinus ponderosa*, la mayor cantidad se colectó en árboles con la copa completamente quemada, condición que prevaleció en el presente estudio. Estos insectos, considerados secundarios, no provocan un daño inmediato, pero al asociarse con hongos favorecen el debilitamiento gradual de la planta, causándole la muerte en años posteriores al incendio, como lo consignan Sullivan *et al.* (2003) para *Hylastes* spp. sobre *Pinus palustris* Mill.

Del grupo de barrenadores de madera se recolectaron los curculiónidos *Gnathotrichus* sp., *Euplatypus pini* Hopkins, una nueva especie del género *Lechriops* y el bupréstido *Chrysobothris inaequalis* Waterhouse. El primero, que se observó en el área desde febrero hasta mayo pertenece al grupo de los barrenadores ambrosiales, porque inocula esporas de hongos en las paredes de las galerías lo que produce grandes pérdidas económicas al inducir el manchado de la madera de trozas recién cortadas (Deglow y Borden, 1998); aunque también coloniza árboles moribundos (Wood, 1982). Chénier y Philogène (1989) mencionan que *Gnathotrichus* es atraído por el etanol que resulta de la fermentación de los tejidos de individuos dañados, por lo que es probable que la llegada del

Cuadro 1. Insectos capturados de febrero a mayo de 2005 en trampas con una superficie de 600 cm² de corteza con adhesivo, colocadas en 10 árboles de *Pinus montezumae* lesionados por un incendio. Ejido San Rafael, municipio Singuilucan, Hidalgo, México.

Taxa	Fechas de colecta								Total
	12/02	26/02	12/03	26/03	09/04	23/04	07/05	21/05	
Curculionidae									
Scolytinae									
<i>Dendroctonus mexicanus</i> Hopkins	0	0	0	0	0	0	2	3	5
<i>D. approximatus</i> Dietz	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ips mexicanus</i> Hopkins	1	2	3	3	0	2	4	0	15
<i>I. integer</i> Eichhoff	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pityophthorus</i> spp. Eichhoff	6	0	0	1	7	7	1	0	22
<i>Hylastes fulgidus</i> Blackman	0	1	0	0	0	2	3	1	7
<i>Hylurgops incomptus</i> Blandford	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Gnathotrichus</i> sp. Eichhoff	1	2	2	1	0	0	5	1	12
Platypodinae									
<i>Euplatypus pini</i> Hopkins	0	0	2	1	0	1	5	3	12

continúa...

continuación Cuadro 1...

Taxa	Fechas de colecta										Total	
	12/02	26/02	12/03	26/03	09/04	23/04	07/05	21/05				
Buprestidae												
<i>Chrysobothris inaequalis</i>	1	2	4	1	3	2	0	0	0	0	13	
Waterhouse Curculionidae.												
Conoderinae												
<i>Lechriops</i> nov. sp. Cleridae	0	0	1	7	3	7	6	1	1	25		
<i>Enoclerus erro</i> Wolcott	2	21	34	32	12	39	18	10	168			
<i>E. arachnoides</i> Klug	0	1	0	1	0	1	0	0	3			
Salpingidae												
Othniinae												
<i>Elacatis</i> sp.	0	1	1	13	6	13	10	7	51			
Colydiidae	0	2	0	0	0	0	1	0	3			
Elateridae	1	1	1	0	0	0	0	0	3			
Staphylinidae												
Aleocharinae	0	0	0	0	0	1	0	1	2			

continúa...

continuación Cuadro 1...

Taxa	Fechas de colecta								Total
	12/02	26/02	12/03	26/03	09/04	23/04	07/05	21/05	
Staphylininae	0	0	0	4	2	0	0	2	8
Curculionidae									
Entiminae									
<i>Amphidees acuminatus</i> Champion	1	1	1	0	0	0	1	0	4
Bostrichidae	0	0	0	0	0	1	0	3	4
Total	13	34	49	64	33	76	58	33	360

insecto a los árboles “chamuscados” del ejido San Rafael, sea una respuesta a la liberación de este compuesto a la atmósfera. De acuerdo con Kelsey y Joseph (2003), los árboles con la totalidad de la copa quemada incrementan la cantidad de etanol presente, tanto en el floema, como en la albura. Además se recolectó a *Euplatypus pini*, género que Zanuncio *et al.* (2002) detectaron en árboles quemados de pino.

Chrysobothris inaequalis fue el único bupréstido registrado con 13 especímenes, tuvo una frecuencia importante (26% del grupo de los barrenadores), lo que coincide con las citas de diversos autores, en el sentido de que esta familia reúne coleópteros considerados pirófilos (Barr, 1985; Dajoz, 2001; Werner, 2002; Sullivan *et al.*, 2003; Saint-Germain *et al.*, 2004). Es trascendente señalar que *Ch. inaequalis* se registra por primera vez para el estado de Hidalgo. Westcott (1998) menciona que lo recolectó en áreas quemadas del Cofre de Perote a una altitud de 3,000 m, y Westcott y Mudge (2003) lo observaron en el volcán Nevado de Colima a 3,350 msnm, aunque no lograron recolectarlo.

Se obtuvieron ejemplares de una especie nueva del género *Lechriops*, la cual está en proceso de determinación y en agosto de 2004 emergieron de trozas de árboles pequeños de *Pinus montezumae* muertos por incendio en un área adyacente al sitio de estudio (Fonseca, 2007). En el presente trabajo representó al 50% de los insectos barrenadores, por lo que se considera que es un barrenador de este pino que acompaña las colonizaciones de descortezadores. Stephen y Dahlsten (1976) registran a *Lechriops californicus* Le Conte arribando a pinos infestados por *Dendroctonus brevicomis* Le Conte, cuando ya estaban en desarrollo las larvas del descortezador. Para el estado de Hidalgo sólo se citan a *Lechriops aurita* Schöenherr y *L. lebasii* Boheman (Morrone *et al.*, 2002), sin mencionar el hospedante; pero según Hespenheide (2003), los individuos de este género son barrenadores de coníferas, las larvas y pupas se desarrollan bajo la corteza de pinos y un grupo pequeño de especies infesta a *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco.

Respecto a los depredadores de escolítidos, se reunió a insectos de las familias Cleridae, Salpingidae, Colydiidae y Elateridae. Los cléridos: *Enoclerus erro* Wolcott y *E. arachnodes* Klug. representaron 75% del total. Cibrián (1988) consigna sólo a *E. arachnodes* para el estado de Hidalgo, mientras que a *E. erro* lo identifica para Jalisco, Michoacán y Tlaxcala. Este último es un depredador de *Ips* y *Dendroctonus mexicanus*, su asociación fue demostrada por Romero (1993). Al género *Elacatis* sp. (Salpingidae), que se observó desde el primer mes de recolecta, Cibrián (1987) señala su presencia en árboles recién infestados por *Dendroctonus adjunctus* Blandford, pero Rivera y Macías (2001) mencionan que depreda a *Ips grandicollis* en rodales de *Pinus oocarpa* Schiede, en Chiapas.

En cuanto a las familias Colydiidae y Elateridae, poco se sabe de su influencia sobre las poblaciones de descortezadores; en el área de estudio sólo constituyeron 2.7% del grupo de depredadores. Sin embargo, en otras localidades parece que los coltidos son importantes depredadores; Cibrián (1987) obtuvo larvas alimentándose de larvas de *Dendroctonus adjunctus*. Otras especies en el estado larval son ectoparásitos de las larvas y pupas de varios barrenadores de madera (Triplehorn y Johnson, 2005).

Los insectos que se consideraron como asociados pertenecen a las familias Bostrichidae y Staphylinidae; además del curculiónido *Amphidees acuminatus* Champion. La familia Staphylinidae estuvo representada por las subfamilias Aleocharinae y Staphylininae, que incluyen géneros que se comportan como depredadores (Navarrete *et al.*, 2002).

Secuencia de arribo de coleópteros

Dado que no todos los grupos de insectos tuvieron diferencias en su patrón de acumulación a lo largo del período de colecta, se fueron eliminando los parámetros no significativos hasta lograr diferencias en el patrón de acumulación entre los descortezadores primarios (Grupo 1) y barrenadores de madera (Grupo 3), con respecto al conjunto de descortezadores (Grupo 6) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Coeficientes de regresión y sus estadísticos para el modelo reducido final ($R^2 = 0.9392$).

Parámetro	Estimado	Error estándar	Valor de t	Valor de rechazo
β_{16}	3.252957	0.2154	15.10	<0.0001
β_{13}	0.494055	0.1856	2.66	0.0108
β_{26}	0.750894	0.0472	15.92	<0.0001
β_{21}	-0.10278	0.0347	-2.97	0.0049

Al graficar el patrón de acumulación ajustado de estos grupos, se observó que al principio, el conjunto de descortezadores tiene una tasa de acumulación más rápida que los barrenadores de madera, pero después de abril disminuye (Figura 1).

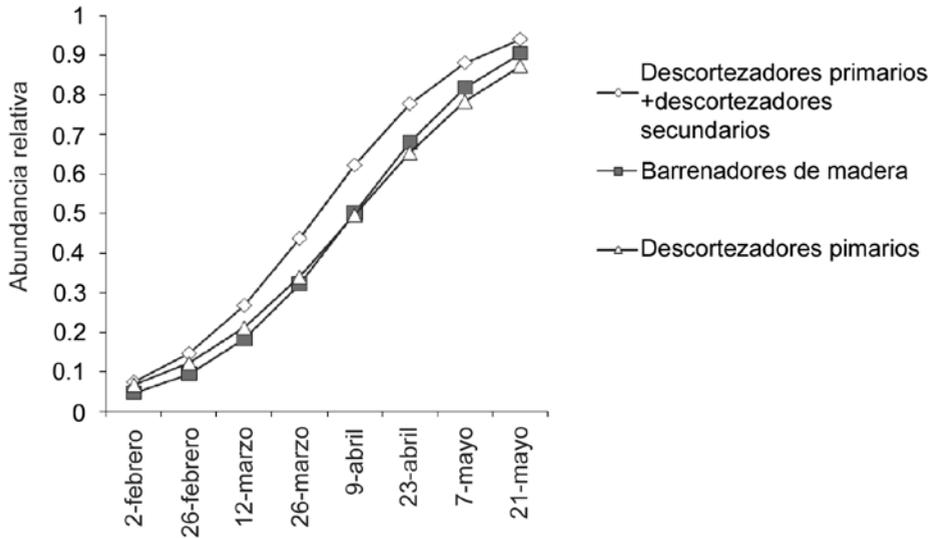


Figura 1. Patrón de acumulación ajustado de descortezadores primarios y barrenadores de madera y descortezadores primarios + secundarios en una muestra de 10 árboles dañados por incendio en el ejido San Rafael Amolucan, municipio Singuilucan, Hgo.

Al calcular la derivada del modelo se determinó que los barrenadores de madera alcanzan su máxima acumulación a principios de abril, al igual que los descortezadores primarios, mientras que el conjunto de descortezadores lo hace a finales de marzo (Figura 2), lo cual coincide con los resultados de Stephen y Dahlsten (1976), quienes observaron que los barrenadores de la familia Curculionidae arriban a los árboles infestados por *Dendroctonus brevicomis* cuando las larvas del descortezador tienen un desarrollo avanzado. Su llegada está muy relacionada con el bajo vigor de los árboles e incluso con un proceso de descomposición del hospedante. Dajoz (2001) menciona que los descortezadores infestan individuos con una presión de resina de 6 a 8 atmósferas, pero los barrenadores invaden los árboles cuando los valores son más bajos (1.6 atmósferas); la presión normal es de 10 atmósferas y la muerte ocurre a las 4 atmósferas de presión.

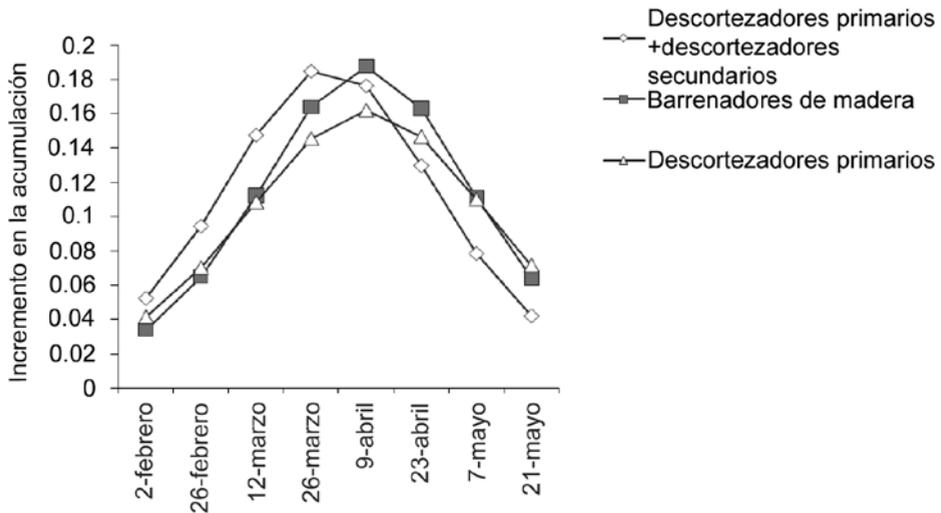


Figura 2. Incremento relativo ajustado para los grupos de descortezadores primarios y barrenadores de madera, con respecto al conjunto de descortezadores en general, en una muestra de 10 árboles dañados por incendio en el ejido San Rafael Amolucan, municipio Singuilucan, Hgo.

Los árboles del área de estudio mostraron un daño severo como lo constata la totalidad de la copa “chamuscada”; según Rodríguez (1996), tal condición causa la muerte a los árboles y los que no mueren adolecen de una ostensible disminución en su crecimiento. Esta situación fue aprovechada, en primera instancia, por los descortezadores que tuvieron una tasa de acumulación más rápida que los barrenadores en los primeros dos meses después del incendio, hecho que coincide con lo señalado por Chararas (1978), en el sentido de que uno de los indicadores más importantes del vigor de un árbol es la presión osmótica del plasma celular y que su incremento a niveles inusuales (producto de sequías), coincide con ataques de coleópteros, tanto escolítidos como bupréstidos.

Sobre el particular, Santoro *et al.* (2001) mencionan que después de un incendio o quema prescrita, el flujo de resina disminuye, lo cual crea una ventana de oportunidad para la colonización por coleópteros. Al final del periodo de colecta, los descortezadores primarios experimentaron una notoria acumulación debido probablemente a que los árboles tuvieron la capacidad de emitir nuevo follaje y empezaron a restablecer sus funciones fisiológicas a los niveles adecuados y sólo *Dendroctonus mexicanus* e *Ips mexicanus* pudieron colonizarlos.

Dendroctonus se considera el género más agresivo porque la mayoría de las especies necesitan colonizar individuos vivos para que su progenie se desarrolle con éxito, al contrario de lo que sucede con *Ips* que, por lo general, requiere hospedantes recién muertos o que están muy dañados, lo que es común ya que varias de sus especies arriban a los árboles ya colonizados por *Dendroctonus*, una vez que éste ha superado la resistencia (Coulson y Witter, 1990).

Patrón de acumulación de descortezadores y depredadores

Se confirma que ambos grupos tienen una sincronización en su llegada a los árboles (Figura 3), al parecer producto de la coevolución entre ellos (Birch, 1984; Romero, 1993); sin embargo, se pudo observar que a partir de los primeros días de abril, la abundancia relativa de los depredadores es más alta en comparación con la de los descortezadores.

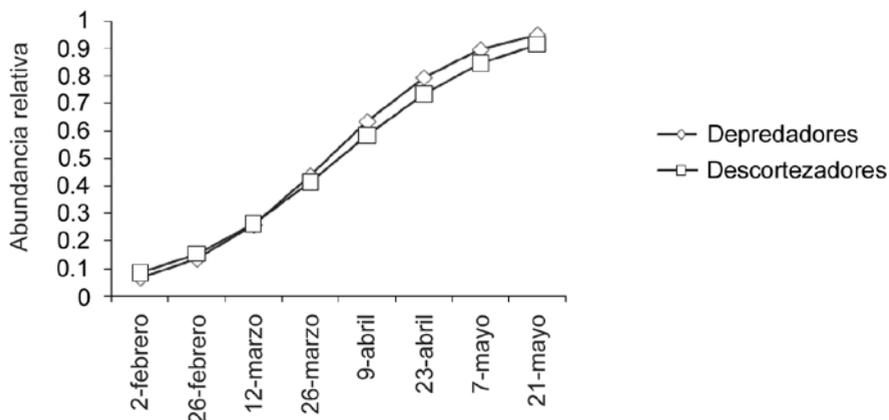


Figura 3. Patrón de acumulación ajustado de descortezadores y sus depredadores en una muestra de 10 árboles dañados por incendio en el ejido San Rafael Amolucan, municipio Singuilucan, Hgo.

Al obtener la derivada del modelo, se aprecia que a pesar de que la tendencia es muy similar, la acumulación de depredadores ocurre antes de la correspondiente a los descortezadores y declina más rápido (Figura 4). Esta es una abundancia relativa, ya que si se observan los números absolutos, es notorio que los depredadores superan a sus presas por cinco, lo que coincide con Santoro *et al.* (2001) en términos de que la abundancia del clérido *Thanasimus dubius*, depredador específico de *Ips perroti* e *I. grandicollis*, se incrementó de 30 a 90% a la siguiente semana de una quema controlada, aunque la población de su presa no aumentó.

Los cléridos son atraídos parcialmente por las feromonas de los descortezadores (Birch, 1984; Romero, 1993; Dahlsten *et al.*, 2004) que al interpretar y utilizarlas, los depredadores tienen la ventaja de llegar en forma simultánea con sus presas a los árboles. Varios estudios han destacado que también usan los volátiles de los individuos arbóreos como las kairomonas para localizar a sus presas, de manera específica los componentes de la resina (Chénier y Philogène, 1989), llega a los hospederos en el transcurso de uno a dos días después de iniciada la infestación (Romero, 1993).

En el caso particular del presente trabajo, es posible que el arribo de los cléridos a *P. montezumae* haya tenido lugar como respuesta tanto a la feromonas de sus presas, como a los volátiles que emitieron los tejidos dañados de los árboles, a pesar de que en los descortezadores no había las condiciones adecuadas para que aumentaran su población; hecho que no fue posible comprobar. Hacia el final del período de recolecta, los árboles mostraron una recuperación importante, debido a que el incendio se verificó a mediados de febrero cuando las yemas de crecimiento no estaban activas y, según Rodríguez (2007), éstas son más sensibles en dicha etapa y hay mayor contenido de humedad en los tejidos. Además en presencia de *P. montezumae*, taxón adaptado al fuego, por su corteza gruesa, capacidad de rebrote y autopoda (Rodríguez y Fulé, 2003), razón por la cual y no obstante que el incendio “chamuscó” completamente los árboles, se recuperaron con las primeras lluvias.

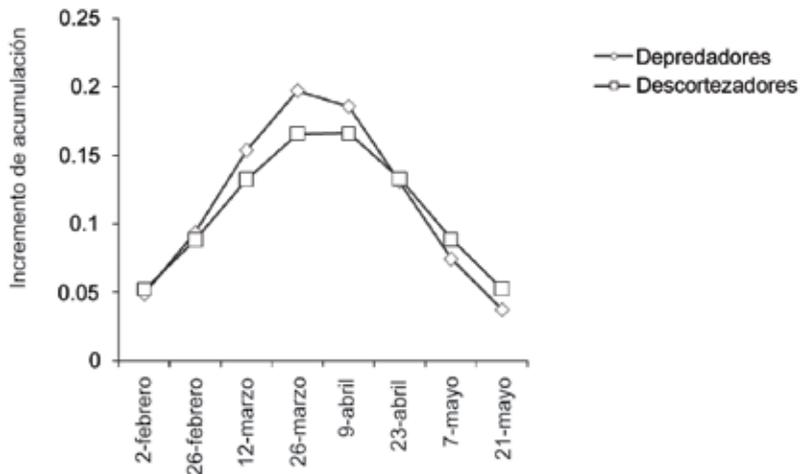


Figura 4. Incremento relativo ajustado de descortezadores y sus depredadores en una muestra de 10 árboles dañados por incendio en el ejido San Rafael Amolucan, municipio Singuilucan, Hgo.

Aunque la información sobre el género *Elacatis* es escasa, se concluyó que el género es un depredador significativo de *Ips*, ya que representó más del 22% de los depredadores recolectados; además, su abundancia estuvo sincronizada con la de los descortezadores, de la misma forma que los cléridos. De las familias Colydiidae y Elateridae sólo se recolectaron tres especímenes de cada una, por lo que se presume que no tuvieron una influencia relevante sobre la población de los descortezadores.

CONCLUSIONES

La colonización de árboles de *Pinus montezumae* dañados por incendios se da por un conjunto de coleópteros, de los cuales se identificaron diferentes grupos que explotan diversas partes del hábitat que se forma como consecuencia del siniestro. Los primeros insectos en llegar cambian las condiciones del sustrato, con lo que facilitan los subsiguientes arribos de insectos.

En la secuencia de llegada de los insectos, sólo se observaron diferencias en el patrón entre los grupos de descortezadores primarios y barrenadores de madera, con respecto al resto de los coleópteros. Los barrenadores necesitan colonizar árboles muy debilitados, por lo que preceden a la infestación de los descortezadores.

El patrón de acumulación de insectos depredadores se asoció a su secuencia. En términos absolutos, por cada descortezador se recolectaron cinco insectos depredadores. El uso de la abundancia relativa permite comparar los patrones de acumulación de los diferentes grupos de insectos, aun cuando las densidades absolutas variaron ampliamente.

REFERENCIAS

- Apigian, K. O., D. L. Dahlsten and S. L. Stephens. 2006. Fire and fire surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a Western Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management* 221 (1-3): 110-122.
- Barr, W. F. 1985. An overview of the Mexican Buprestidae with a listing of *Chrysobothris* species (Coleoptera). *In: Sociedad Mexicana de Entomología (Comp.): Memoria de los Simposia Nacionales de Parasitología Forestal II y III.* Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. Publicación Especial No. 46. Cuernavaca, Mor. México. pp. 69-75.
- Birch, M. C. 1984. Aggregation in bark beetles. *In: Bell, W. J. and R. T. Cardé (Eds.): Chemical Ecology of Insects.* Chapman and Hall Ltd. London, UK. pp. 331-353.

- Bradley, T. and P. Tueller. 2001. Effects of fire on bark beetle presence on Jeffrey pine in the Lake Tahoe Basin. *Forest Ecology and Management* 142 (1-3): 148-153.
- Byers, J. A., A. Olle and J. Löfqvist. 1989. Effective attraction radius: a method for comparing species attractants and determining densities of flying insects. *Journal of Chemical Ecology* 15 (2): 749-765.
- Chararas, C. 1978. La presión osmótica de las especies forestales y sus relaciones con los insectos xilófagos. *In*: Pesson, P. *Ecología Forestal. El bosque: clima, suelo, árboles, fauna*. Mundi-Prensa. Madrid, España. pp. 207-229.
- Chénier J., V. R. and B. J. R. Philogène. 1989. Field responses of certain forest Coleoptera to conifer monoterpenes and ethanol. *Journal of Chemical Ecology* 15: 1729-1745.
- Cibrián T., D. 1987. Estudios sobre la biología y disposición espacial del descortezador de pinos *Dendroctonus adjunctus* Blandf. (Coleóptera: Scolytidae). Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Entomología y Acarología, Colegio de Posgraduados. Montecillo, Edo. de Méx. México. pp. 67-70.
- Cibrián T., D. 1988. Aspectos ecológicos del depredador *Enoclerus arachnodes*. *In*: Sociedad Mexicana de Entomología (Comp.): *Memorias del XXIII Congreso Nacional de Entomología*. ICI-BAYER-SARH-UMSNH. Morelia, Mich. México. 199 p.
- Cibrián T., D., J. T. Méndez-Montiel, R. Campos-Bolaños, H. O. Yates III y J. Flores-Lara. 1995. *Insectos Forestales de México/Forest Insects of Mexico*. Universidad Autónoma Chapingo. SARH, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre México. USDA Forest Service, Natural Resources Canada. Comisión Forestal de América del Norte-FAO. Pub. # 6. Chapingo, Edo. de Méx., México. 453 p.
- Coulson, R. N. y J. A. Witter. 1990. *Entomología Forestal. Ecología y Control*. Editorial LIMUSA. México, D. F. México. 751 p.
- Dahlsten, E. L., D. L. Rowney, A. B. Lawson, N. Erbilgin and K. F. Raffa. 2004. Attraction of *Ips pini* (Coleoptera: Scolytinae) and its predators to natural attractants and synthetic semiochemicals in Northern California: Implications for population monitoring. *Environmental Entomology* 33 (6): 1554-1561.
- Dajoz, R. 2001. *Entomología Forestal. Los insectos y el bosque*. Mundi-Prensa. Madrid, España. 548 p.
- Deglow, E. K. and J. H. Borden. 1998. Green leaf volatiles disrupt and enhance response to aggregation pheromones by the ambrosia beetle, *Gnathotrichus sulcatus* (Coleoptera: Scolytidae). *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1697-1705.

- Fonseca G., J. 2007. Ocurrencia de insectos descortezadores en bosques dañados por incendios. Tesis de Doctorado en Ciencias. Instituto de Fitosanidad. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de Méx. México. 62 p.
- Furniss, M. M. 1965. Susceptibility of fire-injured Douglas-fir to bark beetle attack in Southern Idaho. *Journal of Forestry* 63: 8-11.
- Furniss, R. L. and V. M. Carolin. 1977. *Western Forest Insects*. U. S. Department of Agriculture. Miscellaneous Publication No. 1339. Washington, DC. USA. 654 p.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarla a las condiciones de la República Mexicana). 4ª ed. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 121 p.
- Hespenheide, H. A. 2003. New *Lechriops* species for the United States (Coleoptera: Curculionidae: Conoderinae). *The Colleopterist's Bulletin* 57: 345-352.
- Hodge, M. A. 1987. Macrohabitat selection by the orb weaving spider, *Micrathena gracilis*. *Psyche* 94: 347-361.
- Kelsey, R. G. and G. Joseph. 2003. Ethanol in ponderosa pine as an indicator of physiological injury from fire and its relationship to secondary beetles. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (5): 870-884.
- McCullough, D. G., R. A. Werner and D. Neumann. 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology* 43: 107-127.
- McHugh, C., T. E. Kolb and J. L. Wilson. 2003. Bark beetle attacks on ponderosa pine following fire in northern Arizona. *Environmental Entomology* 32: 510-522.
- Miller, J. M. and J. E. Patterson. 1927. Preliminary studies on the relation of fire injury to bark-beetle attack in western yellow pine. *Journal of Agricultural Research* 31 (7): 597-613.
- Morrone, J. J., R. Muñiz, J. Asiain y J. Márquez. 2002. Lista de las especies de Curculionoidea (Insecta: Coleoptera) depositadas en la colección del Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera", Facultad de Ciencias (MZFC), Universidad Nacional Autónoma de México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 87: 147-165.
- Navarrete H., J. L., A. F. Newton, M. K. Thayer, J. S. Ashe y D. S. Chandler. 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleóptera) de México. Universidad de Guadalajara/CONABIO. México, D. F. México. 401 p.
- Rivera G., M. L. y J. E. Macías S. 2001. Respuesta en condiciones de campo de *Dendroctonus frontalis*, *Ips grandicollis* (Coleóptera: Scolytidae) y sus depredadores a diferentes semioquímicos en el sureste de México. *Manejo Integrado de Plagas* 61: 85-86.

- Rodríguez T., D. A. 1996. Incendios Forestales. Universidad Autónoma Chapingo y Mundi-Prensa. México, D. F. México. 630 p.
- Rodríguez T., D. A. 2007. Factores de predisposición. Fuego. *In*: Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales y S. E. García-Díaz (Eds.): Enfermedades Forestales de México/ Forest Diseases in México. Universidad Autónoma Chapingo. Comisión Nacional Forestal. International Forestry Staff, Forest Service. Natural Resources Canada. México, D. F. México. pp. 42-50.
- Rodríguez T., D. A. and Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12: 23-37.
- Rogers, T. J. 1996. Effects of fire on forest insects in western forest ecosystems. *In*: R. F. Billings and T. E. Nebeker (Eds.). *Proceedings: North American Forest Insect Work Conference. Forest Entomology: Vision* 20:21. La Grange, TX, USA. pp. 136-137.
- Romero, L. 1993. Estudio de depredadores de la familia Cleridae y su relación con *Dendroctonus mexicanus* (Hopk.). Tesis de Maestría. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. México. 140 p.
- Saint-Germain, M., P. Drapeau and C. Hébert. 2004. Xilophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 677-685
- Santoro, A. E., M. J. Lombardero, M. P. Ayres and J. J. Ruel. 2001. Interactions between fire and bark beetles in an old growth pine forest. *Forest Ecology and Management* 144 (1/3): 245-254.
- Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) y Universidad Autónoma Chapingo (UACH). 1999. Atlas Forestal de México. México, D. F. México. 102 p.
- Stephen, J. A. and D. L. Dahlsten. 1976. The arrival sequence of the Arthropod complex following attack by *Dendroctonus brevicomis* (Coleoptera: Scolytidae) in *Ponderosa pine*. *Can. Ent.* 108: 283-304.
- Suckling, D. M., A. R. Gibb, J. M. Daly, X. Chen and E. G. Brockerhoff. 2001. Behavioral and electrophysiological responses of *Arhopalus tristis* to burnt pine and other stimuli. *Journal of Chemical Ecology* 27 (6): 1091-1104.
- Sullivan, B. T., C. J. Fetting, W. J. Otrosina, M. J. Dalusky and C. W. Berisford. 2003. Association between severity of prescribed burns and subsequent activity of conifer infesting beetles in stands of longleaf pine. *Forest Ecology and Management* 185 (3): 327-340.
- Triplehorn, Ch. A. and N. F. Johnson (Eds.). 2005. Borror and DeLong's introduction to the study of insects. Thomson Brooks/Cole 7th edition. Belmont, CA. USA. pp. 365-467.

- Wallin, K. F., T. E. Kolb, K. R. Skov and M. R. Wagner. 2003. Effects of crown scorch on ponderosa pine resistance to bark beetles in Northern Arizona. *Environmental Entomology* 32 (3): 652-661.
- Werner, R. A. 2002. Effect of ecosystem disturbance on diversity of bark and wood-boring beetles (Coleoptera: Scolytidae, Buprestidae, Cerambycidae) in white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) ecosystems of Alaska. Research Paper PNW-RP-546. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR. USA. 15 p.
- Westcott, R. 1998. Mexico in spring. *Buprestis Report* No. 36: 5-6.
- Westcott, R. and A. Mudge. 2003. The Buprestidae of Mexico. *Buprestis Report* No. 41: 3-5.
- Wood, S. L. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist Memoirs* 6: 1- 1359 p.
- Zanuncio J. C., M. F. Sossai, L. Couto and R. Pinto. 2002. Ocurrance of *Euplatypus parallelus*, *Euplatypus* sp. (Col.: Euplatypodidae) and *Xyleborus affinis* (Col.: Scolytidae) in *Pinus* sp. in Ribas do Río Pardo, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Árvore* 26 (3): 387-389.

TRATAMIENTOS DE POSCOSECHA EN ÁRBOLES DE NAVIDAD DE *Pinus ayacahuite* Ehren Y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco

José Guadalupe Álvarez Moctezuma¹, María Teresa Colinas León², Jaime Sahagún Castellanos², Aureliano Peña Lomelí² y José Luis Rodríguez De la O²

RESUMEN

En México se consumen alrededor de 1,700,000 árboles de Navidad al año, pero en su manejo poscosecha el principal problema es la pérdida de hojas por deshidratación, lo que es especialmente crítico porque las yemas continúan creciendo. Múltiples estudios han evaluado la eficacia de antitranspirantes en especies forestales, pero los resultados han sido inconsistentes. El objetivo de este trabajo fue evaluar la efectividad de varios tratamientos (dos antitranspirantes e inmersión de la base del tronco en agua) para alargar la vida de *Pinus ayacahuite* y *Pseudotsuga menziesii* en poscosecha, procedentes de Terrenate, Tlaxcala y Huayacocotla, Veracruz. Se utilizó un diseño completamente al azar con dos repeticiones, en donde las variables consideradas fueron: peso inicial y final, peso final de hojas desprendidas, humedad total y de ramillas, y color. Se hizo análisis de varianza y compararon medias. Los resultados indican que el mejor tratamiento fue la inmersión de la base del tronco en agua, con lo que disminuyó la cantidad de hojas desprendidas, se mantuvo la humedad total del árbol y de ramillas, y se registró un menor cambio de cromaticidad, matiz y luminosidad de las acículas. La respuesta más destacada se observó en *Pseudotsuga menziesii* procedente de Terrenate, Tlaxcala.

Palabras clave: Antitranspirantes, árboles de Navidad, pérdida de agua, *Pinus ayacahuite*, poscosecha, *Pseudotsuga menziesii*.

Fecha de recepción: 12 de diciembre de 2008.

Fecha de aceptación: 20 de noviembre de 2009.

¹División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Correo-e: jogualmo@correochapingo.mx.

²Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo.

ABSTRACT

A major problem in postharvest-management of Christmas trees is leaf loss due to dehydration or water loss. Many studies have been carried out to determine the efficacy of antitranspirants in forest species, but they revealed inconsistent results. In Mexico, buds of Christmas-trees that have been cut down keep growing, thus postharvest management is more difficult in terms of water and leaf maintenance. The aim of this research was to assess the effect of postharvest treatments (two kinds of antitranspirants and immersion of trunk base in water), to improve postharvest conditions in two provenances of *Pinus ayacahuite* and *Pseudotsuga menziesii* (Terrenate, Tlaxcala and Huayacocotla, Veracruz). A completely randomized design was used with two replicates and the variables measured were initial and final weight, final weight of abscised leaves, total humidity, twig humidity, as well as leaf color. Analyses of variance and comparisons of means were performed. The best treatment was the immersion of the trunk base in water, which reduced the fall of leaves, maintaining total and twig humidity with a slight chromaticity and luminosity-changes of leaves. The best results were found in *Pseudotsuga menziesii* from Terrenate, Tlaxcala.

Key words: Antitranspirants, Christmas trees, water loss, *Pinus ayacahuite*, postharvest, *Pseudotsuga menziesii*.

INTRODUCCIÓN

En México se consumen alrededor de 1,700,000 árboles de Navidad al año, de los cuales aproximadamente un millón son *Cupressus* L., 500,000 *Pinus* L., 200,000 *Pseudotsuga* Carrière y 10,000 *Abies* Mill. (SEMARNAT, 2003). El área dedicada en la actualidad al cultivo de árboles de Navidad supera las 1,200 ha. La producción anual promedio es superior a 700 mil unidades, por lo que aún se debe importar hasta un millón de árboles de Navidad por año. Se espera que la superficie plantada, crezca hasta alcanzar unas 5,000 ha para el año 2010, con lo que se podría abastecer el mercado nacional y exportar a Centroamérica y a los Estados Unidos de América (EUA) (Comisión Nacional Forestal, 2009).

Alrededor de estas actividades se generan muchos empleos directos e indirectos a fin de año, en los que están involucrados revendedores, productores de esferas y artesanos, entre otros. Actualmente, existen en México cerca de 750 productores de árboles de Navidad, de los cuales 500 aproximadamente, los cultivan en viveros especializados y el resto en plantaciones forestales comerciales, de ellos, un buen número cuentan con apoyos del Programa para el Desarrollo de Plantaciones Forestales Comerciales (Comisión Nacional Forestal, 2009).

Es importante señalar que para el establecimiento de las plantaciones dedicadas a este fin no necesitan de grandes superficies, ya que se pueden establecer 7,000 árboles h⁻¹, lo cual permite que el nivel de inversión requerido sea asequible para pequeñas unidades familiares, cuestión que es importante en regiones donde la tenencia de la tierra está muy pulverizada. A partir de que los árboles se han establecido en el terreno, su mantenimiento es poco demandante, en términos de riegos de auxilio, control fitosanitario y podas de formación sistemáticas (Comisión Nacional Forestal, 2009).

En la producción de árboles de Navidad se aprovechan especies nativas, con lo que se favorece su conservación (Álvarez *et al.*, 2007). Tal es el caso de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* Shaw, *Pseudotsuga macrolepis* Flous, *Pinus cembroides* Zucc., *Abies religiosa* (HBK.) Cham. & Schtdl. y *Pinus halepensis* Miller (Comisión Nacional Forestal, 2009). Pero además, se conserva el hábitat (referido a alimentación, abrigo, sitio reproductivo y generación de microclimas específicos) para un gran número de especies asociadas.

La importación de productos naturales implica un riesgo fitosanitario para nuestro país (Cámara de Diputados, 2006), pues traen consigo agentes que generan patogenicidad en los recursos nacionales. Los taxa de árboles de Navidad que ingresan al país con mayor frecuencia procedentes de EUA y Canadá son: *Abies balsamea* (L.) P. Mill., *Pinus resinosa* Ait., *P. sylvestris* L., *Juniperus virginiana* L., *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. y *Pseudotsuga menziesii* (Comisión Nacional Forestal, 2009). En virtud de que estas especies están fuertemente emparentadas con las nativas del país, las plagas y enfermedades acarreadas pueden llegar a presentar un serio problema de sanidad en México. Los principales insectos plagas que se han registrado asociados a estas especies forestales son *Tomicus piniperda* L., *Lymantria dispar* L., *Pissodes strobi* Peck, *Rhyacionia bouliana* Schiff., *Contarinia* spp., *Adelges picea* Ratzeburg, *Mindarus abietinus* Koch, *Cinara* spp., *Phenacaspis (Chionaspis) pinifoliae* Fitch y *Nuculaspis californica* Coleman (Ojeda, 2009). Por lo anterior, fomentar la producción de árboles de Navidad en México representa una estrategia para evitar el ingreso de patógenos al país por este conducto.

Los árboles de Navidad se cultivan en suelos no aptos para la agricultura o la ganadería, debido principalmente a las pendientes pronunciadas; por ello, es factible regresar a uso forestal los terrenos carentes de cubierta arbórea o que son utilizados en actividades agropecuarias de baja productividad. Paralelamente, se favorece la captura de carbono y el amortiguamiento del impacto del cambio climático; además se disminuye la extracción clandestina de árboles pequeños y al final de la temporada navideña los ejemplares pueden ser transformados en composta y reincorporarlos al suelo.

La producción de árboles de Navidad es la actividad forestal más rentable (Torres, 2004), pues el precio de un ejemplar es superior en México que en Estados Unidos de América y Canadá; por ejemplo, un ejemplar de *Pseudotsuga menziesii* de 1.80 m se cotizó en diciembre del 2003 desde \$350.00 hasta \$450.00; mientras que en EUA un árbol de seis pies de la misma especie estaba cotizado desde 12.00 hasta 15.00 dólares. ¿Cómo puede ese país ofertar un precio tan bajo? Por un lado porque son subproductos de la industria maderera. Antes de iniciar el derribo de los árboles que van a aprovecharse para tablas, se eliminan las puntas en noviembre y diciembre; sin embargo, estas no tuvieron un manejo silvícola adecuado para producción de árbol de Navidad. Como que, no han sido podadas, tienen menos ramificaciones y, por consiguiente, son de menor calidad.

En Canadá se cortan las puntas después de que han iniciado las heladas, por lo tanto, se ha interrumpido el crecimiento de los árboles y no se necesita aplicar ningún producto para disminuir la transpiración. Canadá y EUA, exhiben inviernos en los que se presentan temperaturas de congelación continuas durante al menos tres meses al año. En contraste, la mayor parte de la superficie de la República Mexicana se ubica en la región climática tropical, dentro de los trópicos de Cáncer y Capricornio (entre los 23°27' de latitud N y S). En las zonas montañosas el invierno se caracteriza por presentar una oscilación térmica diurna muy pronunciada debido a la alta intensidad luminosa y las temperaturas de congelación se manifiestan por minutos o pocas horas, mientras que en el resto del día hay temperaturas adecuadas para el crecimiento vegetal. Las yemas de los árboles de Navidad cortados siguen creciendo durante el invierno y por lo tanto siguen transpirando y se requiere algún tratamiento para evitar la deshidratación de yemas.

El principal problema que se debe afrontar en el manejo poscosecha de árboles de Navidad es la pérdida de agua. Según Chastagner (1985) un individuo cortado de 1.80 m de *Abies grandis* (Dougl. ex D. Don) Lindl. o *Pseudotsuga menziesii*, bajo condiciones húmedas, pierde hasta 2.84 litros de agua en 24 horas. Por lo tanto, es indispensable para los productores determinar los medios para reducir el estrés hídrico para extender la vida en poscosecha (Duck *et al.*, 2003).

El objetivo de esta investigación fue evaluar la efectividad de varios tratamientos poscosecha (dos tipos de antitranspirantes e inmersión en agua de la base del tronco) para alargar la vida poscosecha en árboles de Navidad de *Pinus ayacahuite* y *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca* (Mayr) Franco.

MATERIALES Y MÉTODOS

La localidad de Terrenate se ubica a los 19° 27' latitud norte y 97° 55' longitud oeste; el clima es semifrío subhúmedo con lluvias en verano con una precipitación media anual de 1,141 mm y lluvias escasas de noviembre a marzo; los meses más calurosos son abril y mayo, laderas protegidas de los fuertes vientos y casi siempre suelos profundos (Gobierno del Estado de Tlaxcala, 2008).

Huayacocotla se localiza a los 20° 32' de latitud norte y 98° 29' de longitud oeste; la topografía en la zona es muy accidentada. El clima es semifrío húmedo con lluvias en verano y una precipitación media anual de 1,380 mm (Domínguez, 1986).

Los árboles utilizados se plantaron en las parcelas de producción en 1994 (*Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*) y 1995 (*Pinus ayacahuite* var. *veitchii* (Roehl) Shaw) ubicadas en Terrenate, Tlaxcala (T) y Huayacocotla, Veracruz (V) para cada especie, los cuales tuvieron un manejo cultural similar previo a la cosecha.

El experimento se condujo de noviembre de 2004 a febrero de 2005. Los árboles fueron cortados, empaquetados y transportados el mismo día al Laboratorio de Floricultura del Departamento de Fitotecnia de la Universidad Autónoma Chapingo en Texcoco, Estado de México. Se seleccionaron árboles con similar área foliar. La altura se fijó en 1.5 m, previo a los tratamientos. Las condiciones ambientales en el laboratorio fueron de $16.5 \pm 4.5^\circ\text{C}$, $60 \pm 25\%$ de HR y 11.5 ± 0.5 horas de luz natural ($20 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) durante 70 días.

La unidad experimental se identificó con cada árbol. Los factores que se evaluaron fueron: tipo de antitranspirante, inmersión de la base del tronco en tres litros de agua, dos especies y dos procedencias con dos repeticiones.

Los árboles fueron distribuidos en un diseño experimental completamente al azar, con arreglo factorial a los tratamientos.

Los tres niveles del antitranspirante aplicados al follaje hasta punto de goteo un día después del corte fueron los siguientes: 1) 100 mL de agua de la llave, 2) 100 mL de una solución 1:20 de Anti-Stress 2000® (44% de polímeros acrílicos, Polymer AG Incorporated) y 3) 100 mL de una solución 1:7 de "Moisturin-4®" (monómero de cloruro de vinil y monómero de cloruro de vinilidano, Burke's Protective Coatings).

El peso inicial total (PIT) con la cruceta incluida se registró un día después del corte (ddc) y el peso final total (PFT) a los 70 ddc mediante una báscula mecánica (TORINO®). Las hojas desprendidas (PHA) fueron pesadas en una balanza electrónica (Scout II, OHAUS®). Los pesos inicial (PI = PIT - PC) y final (PF = PFT + PHA - PC) fueron determinados, donde PC = peso de la cruceta.

Las variables evaluadas fueron las siguientes: pérdida de agua del árbol, humedad final de la ramilla, peso inicial y final, peso final de hojas desprendidas, y máximos cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz. Se prefirió utilizar el peso de hojas desprendidas porque se compararon dos especies con el tamaño de hoja muy diferente.

La luminosidad (L), cromaticidad (C) y matiz (M) se evaluaron en hojas jóvenes (<50% de la longitud máxima) y adultas marcadas a los 3, 9, 16, 29, 45, 63 y 70 días después del corte con un espectrofotómetro de esfera serie SP60 (X-RITE®). Se calculó el cambio (adimensional) respecto al dato inicial (3 ddc). Se registró el número de días al máximo cambio.

La pérdida de agua por árbol (PA_A) a los 70 ddc fue calculada con las fórmulas $PA_A(\text{Kg}) = PI - PF$ y $P_A(\%) = (PI - PF)/PI$. Se colectó una ramilla de aproximadamente 10 g (por cada árbol) a los 70 ddc y se pesó en una balanza electrónica (Scout II, OHAUS®). La ramilla se hidrató en una caja de Petri (de 18 cm de diámetro) durante 24 horas, se secó con papel absorbente y se volvió a pesar; luego se colocó a 70°C en una estufa (FELISA®) por dos semanas y se volvió a pesar. Se calculó la humedad de la ramilla por la fórmula:

$$HR(\%) = [(Peso\ húmedo - Peso\ Seco)/Peso\ Seco]*100$$

Se hizo el análisis de varianza con base en el modelo del Diseño Completamente al Azar con cuatro factores de estudio y dos repeticiones. Los datos relativos fueron transformados mediante raíz cuadrada y cuando se presentaron muchos valores con cero se sumó 0.01 previo a la transformación. La comparación de medias se hizo con la Prueba Honesta Significativa de Tukey.

RESULTADOS

Antitranspirante

No hubo diferencia estadística significativa entre los tratamientos de antitranspirantes (ANOVA, $p > 0.05$) (“Anti-Stress 2000”, “Moisturin-4” y “sin antitranspirante”) para las variables estudiadas (cuadros 1 y 2). Los cuales mostraron una dinámica similar en los cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz (Figura 1).

Inmersión

Sí se presentaron diferencias estadísticas altamente significativas ($p \leq 0.01$) entre los dos tratamientos de inmersión para el total de las variables estudiadas.

El tratamiento consistente en la inmersión de la base del tronco en agua mostró la menor pérdida de agua del árbol, la mayor humedad final de la ramilla, menor peso de hojas desprendidas y los menores cambios de luminosidad (alrededor del 50% de intensidad luminosa), cromaticidad (25/60 para *Pinus ayacahuite* y 17/60 para *Pseudotsuga menziesii*) y matiz (ambas especies conservaron el color verde) (Tukey, $p \leq 0.05$).

Cuadro 1. Análisis de varianza de las variables “Pérdida de Agua por Árbol” (PAA), “Humedad Final de Ramilla” (HFR) y “Peso de Hojas Desprendidas” (PHD).

Fuente de variación	GL	CM _{PAA}	F _{PAA}	CM _{HFR}	F _{HFR}	CM _{PHD}	F _{PHD}
Antitranspirante (An)	2	0.12	0.06	2.89	0.08	0.90	0.07
Inmersión (In)	1	21.36	11.01**	299.57	8.28**	81.65	6.32**
Especie (Es)	1	6.38	3.29*	3.26	0.09	46.25	3.58*
Procedencia (Pr)	1	5.14	2.65*	2.17	0.06	38.11	2.95*
An*In	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
An*Es	1	2.41	1.24	9.05	0.25	9.17	0.71
An*Pr	1	0.72	0.37	3.26	0.09	4.91	0.38
In*Es	1	6.63	3.42*	1.45	0.04	51.03	3.95*
In*Pr	1	6.44	3.32*	1.09	0.03	48.58	3.76*
Es*Pr	1	3.92	2.02*	0.00	0.00	33.59	2.60*
An*In*Es	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
An*In*Pr	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
An*Es*Pr	1	0.04	0.02	1.09	0.03	17.18	1.33
In*Es*Pr	1	0.12	0.06	6.51	0.18	12.53	0.97
An*In*Es*Pr	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Error	15	1.94		36.18		12.92	

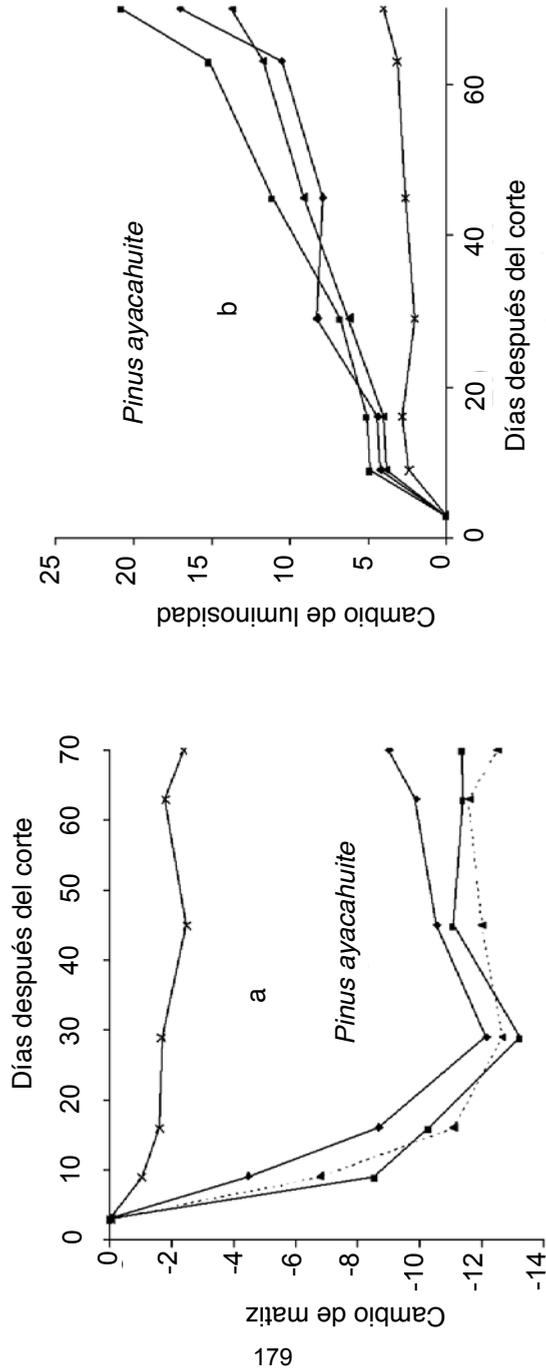
GL = Grados de Libertad; CM = Cuadrado Medio; Significativo a $0.01 < p \leq 0.05$ (*); $p \leq 0.01$ (**).

Los tratamientos con inmersión en agua y sin inmersión mostraron una dinámica diferencial en los cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz. Desde los diez días después del corte, ambos tratamientos fueron separándose y mantuvieron este patrón de comportamiento a lo largo de todo el experimento y para ambas especies (Figura 1).

Cuadro 2. Análisis de varianza de las variables “Máximo Cambio de Luminosidad” (MCL), “Máximo Cambio de Cromaticidad” (MCC) y “Máximo Cambio de Matiz” (MCM).

Fuente de Variación	GL	CM _{MCL}	F _{MCL}	CM _{MCC}	F _{MCC}	CM _{MCM}	F _{MCM}
Antitranspirante (An)	2	0.15	0.04	0.20	0.04	0.29	0.03
Inmersión (In)	1	27.42	7.14**	34.74	6.99**	65.29	6.78**
Especie (Es)	1	10.25	2.67*	14.96	3.01*	29.85	3.10*
Procedencia (Pr)	1	9.14	2.38*	14.16	2.85*	28.60	2.97*
An*In	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
An*Es	1	5.68	1.48	5.42	1.09	16.85	1.75
An*Pr	1	6.30	1.64	6.36	1.28	17.24	1.79
In*Es	1	10.68	2.78*	14.62	2.94*	28.02	2.91*
In*Pr	1	11.10	2.89*	11.83	2.38*	25.52	2.65*
Es*Pr	1	7.68	2.00*	9.44	1.90*	20.80	2.16*
An*In*Es	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
An*In*Pr	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
An*Es*Pr	1	0.42	0.11	5.81	1.17	16.56	1.72
In*Es*Pr	1	0.15	0.04	1.79	0.36	17.91	1.86
An*In*Es*Pr	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Error	15	3.84		4.97		9.63	

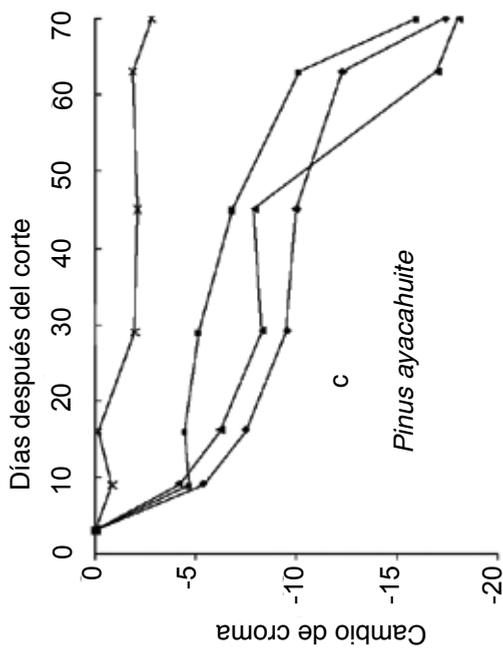
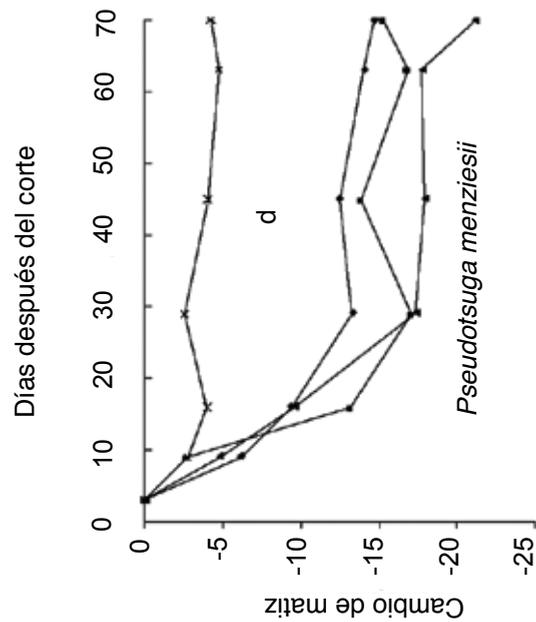
GL = Grados de Libertad; CM = Cuadrado Medio; Significativo a 0.01 < p ≤ 0.05 (*); p ≤ 0.01 (**).



Moisturin (Δ), Antistress 2000 (□), inmersión en agua (x) y testigo (◇). a) Cambio de matiz en *Pinus ayacahuite*. b) Cambio de luminosidad de *P. ayacahuite*.

Figura 1. Promedios de cambios de matiz, cromaticidad y luminosidad en árboles de Navidad.

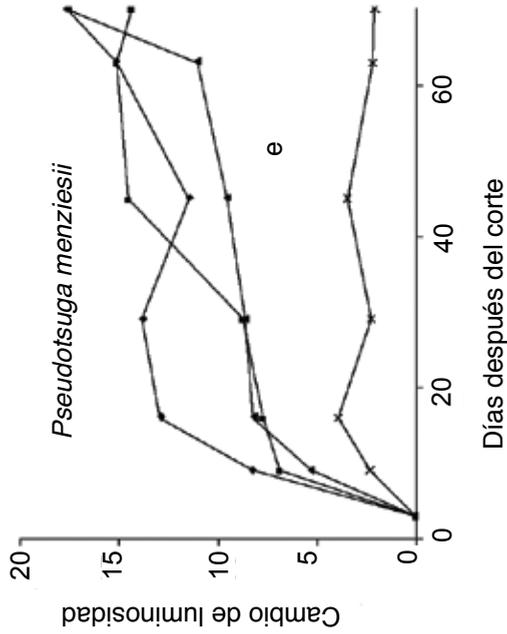
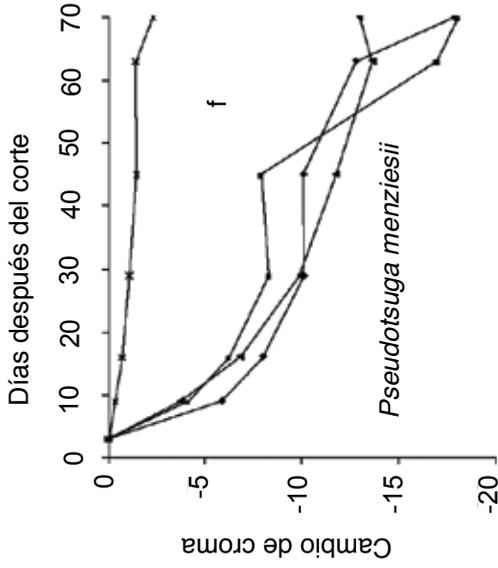
continúa...



c) Cambio de cromaticidad en *P. ayacahuite*. d) Cambio de matiz en *Pseudotsuga menziesii*.

continúa...

continúa Figura 1...



e) Cambio de luminosidad en *P. menziesii*. f) Cambios de cromaticidad en *P. menziesii*.

Especie

Se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.05$) entre *Pinus ayacahuite* y *Pseudotsuga menziesii* para las variables pérdida de agua del árbol, peso de hojas desprendidas y máximos cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz. *Pseudotsuga menziesii* mostró el peso más bajo de hojas desprendidas, y los menores cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz y *Pinus ayacahuite* la mínima pérdida de agua del árbol ($p \leq 0.05$) (cuadros 1, 2 y 3).

Procedencia

Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p \leq 0.05$) entre las dos procedencias para las variables estudiadas: pérdida de agua del árbol, peso de hojas desprendidas y cambios máximos de luminosidad, cromaticidad y matiz. Los ejemplares de Terrenate, Tlaxcala tuvieron los valores mínimos de pérdida de agua del árbol, peso de hojas desprendidas, así como cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz inferiores. (cuadros 3 y 4).

Interacciones

No hubo interacciones entre antitranspirante con cualquier otro factor de estudio. Sin embargo, los factores de "inmersión-especie", "inmersión-procedencia" y "especie-procedencia" sí las presentaron y fueron estadísticamente significativas para las variables estudiadas: pérdida de agua del árbol, peso de hojas desprendidas y cambios de luminosidad, cromaticidad y matiz ($p \leq 0.05$).

La mejor combinación de tratamientos fue la de *Pseudotsuga menziesii* procedente de Terrenate, Tlaxcala y manteniendo la base del tronco inmersa en agua (Tukey, $p \leq 0.05$). Aquí se detectaron los mejores registros para las variables pérdida de agua por árbol, humedad final de ramilla y peso de hojas desprendidas, máximo cambio de luminosidad, de cromaticidad y de matiz (cuadros 3 y 4).

DISCUSIÓN

Antitranspirantes

En este trabajo los antitranspirantes no fueron efectivos en alargar la vida poscosecha de los árboles de Navidad. Lo anterior coincide con muchas investigaciones con especies forestales. En la mayoría de los trabajos publicados no se citan diferencias estadísticas entre aplicar o no antitranspirantes (Simpson, 1984; Odlum y Colombo, 1987; Rose y Haase, 1995; Duck *et al.*, 2003).

Cuadro 3. Comparación de medias aritméticas de las variables “Pérdida de Agua por Árbol” (PAA), “Humedad Final de Ramilla” (HFR) y “Peso de Hojas Desprendidas” (PHD).

Especie	Pr	Tratamiento	PAA (kg)	HFR (%)	PHD (g)
<i>P. menziesii</i>	T	Inmersión	3.52 abc	97.15 ab	5.80 ab
<i>P. menziesii</i>	V	Inmersión	4.70 abc	97.89 a	3.58 a
<i>P. ayacahuite</i>	V	Inmersión	3.05 ab	64.08 def	16.06 ab
<i>P. ayacahuite</i>	T	Inmersión	1.79 a	38.43 gh	19.17 b
<i>P. menziesii</i>	V	Moisturin	10.44 d	97.15 ab	8.49 ab
<i>P. ayacahuite</i>	V	Moisturin	6.82 abcd	58.36 efg	44.28 c
<i>P. ayacahuite</i>	T	Anti-Stress	3.29 ab	30.13 h	41.44 c
<i>P. menziesii</i>	V	Anti-Stress	8.34 bcd	87.20 abcd	10.04 ab
<i>P. ayacahuite</i>	T	Testigo	3.59 abc	30.75 h	44.90 c
<i>P. menziesii</i>	V	Testigo	9.07 cd	88.99 abc	8.70 ab
<i>P. menziesii</i>	T	Anti-Stress	6.65 abcd	65.99 cdef	16.24 ab
<i>P. ayacahuite</i>	V	Anti-Stress	5.41 abcd	52.31 fgh	44.56 c
<i>P. ayacahuite</i>	V	Testigo	5.90 abcd	53.40 efgh	39.30 c
<i>P. ayacahuite</i>	T	Moisturin	4.14 abc	33.59 h	44.11 c
<i>P. menziesii</i>	T	Moisturin	8.35 bcd	73.52 bcdef	13.70 ab
<i>P. menziesii</i>	T	Testigo	7.24 abcd	67.35 cdef	14.30 ab

Pr = Procedencias; V = Huayacocotla, Veracruz y T = Terrenate, Tlaxcala. Las medias con la misma letra son iguales estadísticamente (Tukey, $p \leq 0.05$).

Otras investigaciones inclusive detectan que es mejor no aplicar antitranspirante (Poljakoff *et al.*, 1967; Davies y Kozlowski, 1975; Vera, 1995).

Moisturin no fue efectivo, lo cual coincide con la mayoría de los estudios en este sentido (Rose y Haase, 1995; Vera, 1995; Duck *et al.*, 2003). Este mismo producto se consigna como adecuado para alargar la vida poscosecha de especies forestales en sólo dos trabajos; Englert *et al.* (1993) mencionan que con él se pudo disminuir la pérdida de agua en *Crataegus phaenopyrum* (L.F.) Medik., mientras

que Arnold y Culbertson (1994) registran un mantenimiento del potencial hídrico, peso fresco y peso seco al aplicar Moisturin en *Quercus rubra* L.

En este trabajo, Anti-Stress 2000 no alargó la vida poscosecha de ambas especies, lo cual coincide con Vera (1995), quien concluyó que el producto no redujo la pérdida de agua, tampoco conservó el potencial hídrico, ni mantuvo la conductancia estomatal, el ligamiento electrolítico, o los niveles de fluorescencia clorofílica en brinzales en reposo.

La falta de efectividad de los antitranspirantes en especies forestales puede ser explicada por varias causas. La primera es la sanidad de la planta; Jack (1955) observó que los brinzales enfermos de *Pinus radiata* D. Don. responden mejor a los tratamientos de antitranspirante que los brinzales sanos.

La segunda es el método de aplicación: en taxa forestales los antitranspirantes generalmente son aplicados mediante aspersion (Rose y Haase, 1995). No obstante, probablemente la inmersión en la solución de antitranspirante es un mejor tratamiento porque genera mejor cubrimiento (Duck *et al.*, 2003). Pero como el costo asciende enormemente, una evaluación financiera sería necesaria para valorar de forma integral esta técnica.

Inmersión de la base del tronco en agua

La inmersión de la base del tronco en agua fue el mejor tratamiento para alargar la vida poscosecha. Elizalde (1979) obtuvo menor peso de hojas desprendidas, retención del ángulo de inserción de la rama y conservación del color durante más tiempo y mejor condición del follaje cuando la base del tronco de *Abies religiosa* se mantuvo inmersa en agua.

La frescura de un árbol de Navidad está determinada en gran medida por el contenido de humedad en el follaje (Hinesley, 1984; Chastagner, 1986; Chastagner y Hinesley, 2002). Sin embargo, los distribuidores de árboles de Navidad en México rechazan a la inmersión de la base del árbol en agua por las condiciones ambientales en bodegas (altas temperaturas y bajas humedades relativas). Por lo anterior, este tratamiento sigue siendo poco práctico.

Especie

Pinus ayacahuite.- En este trabajo sólo la inmersión de la base del tronco en agua fue efectiva para alargar la vida poscosecha. No ha habido ningún trabajo previo en el que se evalúen tratamientos semejantes.

Cuadro 4. Comparación de medias aritméticas de las variables “Máximo Cambio de Luminosidad” (MCL), “Máximo Cambio de Cromaticidad” (MCC) y “Máximo Cambio de Matiz” (MCM).

Especie	Pr	Tratamiento	MCL	MCC	MCM
<i>P. menziesii</i>	T	Inmersión	31.76 a	10.76 a	93.50 a
<i>P. menziesii</i>	V	Inmersión	32.25 a	10.30 a	94.50 ab
<i>P. ayacahuite</i>	V	Inmersión	33.08 ab	15.05 abc	97.50 abc
<i>P. ayacahuite</i>	T	Inmersión	33.50 ab	12.93 abc	95.50 ab
<i>P. menziesii</i>	V	Moisturin	33.53 ab	17.80 abc	122.25 e
<i>P. ayacahuite</i>	V	Moisturin	34.24 ab	16.09 abc	109.35 cd
<i>P. ayacahuite</i>	T	Anti-Stress	34.50 ab	17.91 abc	111.10 de
<i>P. menziesii</i>	V	Anti-Stress	35.26 b	17.92 abc	113.15 de
<i>P. ayacahuite</i>	T	Testigo	35.37 b	16.33 abc	118.05 de
<i>P. menziesii</i>	V	Testigo	35.77 b	18.51 bc	112.95 de
<i>P. menziesii</i>	T	Anti-Stress	36.01 b	18.28 bc	110.84 de
<i>P. ayacahuite</i>	V	Anti-Stress	36.08 b	17.56 abc	114.40 de
<i>P. ayacahuite</i>	V	Testigo	38.14 b	19.93 c	106.25 bcd
<i>P. ayacahuite</i>	T	Moisturin	38.35 b	18.33 bc	112.05 de
<i>P. menziesii</i>	T	Moisturin	40.32 b	18.98 bc	110.30 de
<i>P. menziesii</i>	T	Testigo	41.08 b	19.27 c	114.60 de

Pr = Procedencias: V = Huayacocotla, Veracruz y T = Terrenate, Tlaxcala. Las medias con la misma letra son iguales estadísticamente (Tukey, $p \leq 0.05$).

Sólo se han evaluado antitranspirantes en otras seis especies del género *Pinus*: *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. (Simpson, 1984), *P. halepensis* Mill. (Gale et al., 1964), *P. ponderosa* P. et C. Lawson (Poljakoff et al., 1967; Vera, 1995), *P. radiata* D. Don. (Jack, 1955), *P. resinosa* Ait. (Lee y Kozlowski, 1974; Davies y Kozlowski, 1975), *P. strobus* L. (Williams et al., 1990); sin embargo, no se realizan comparaciones de los antitranspirantes con inmersión en agua.

En gran parte de las investigaciones revisadas, los antitranspirantes no se consideran adecuados para incrementar la vida poscosecha en especies de *Pinus*

(Poljakoff *et al.*, 1967; Davies y Kozlowski, 1975; Rose y Haase, 1995; Vera, 1995). Inclusive en *Pinus resinosa* (Davies y Kozlowski, 1975) y *Pinus ponderosa* (Poljakoff *et al.*, 1967; Vera, 1995) la no utilización de antitranspirantes fue significativamente mejor. Adicionalmente, la respuesta a la aplicación de los antitranspirantes es inconsistente. Por ejemplo con el mismo producto (Silicón) y la misma especie (*Pinus resinosa*), Lee y Kozlowski (1974) registraron una disminución de la transpiración, mientras que Davies y Kozlowski (1975) detectaron menor transpiración y mayor fotosíntesis neta en el tratamiento sin antitranspirante.

Pseudotsuga menziesii.- En este trabajo sólo la inmersión de la base del tronco en agua fue efectiva para alargar la vida poscosecha. Sólo en dos trabajos se ha evaluado el efecto de los antitranspirantes sobre ella, sin compararlos con inmersión en agua; en ambos, el producto no tuvo una repercusión positiva. Simpson (1984) no obtuvo diferencias significativas entre la aplicación o no de antitranspirantes, mientras que Rose y Haase (1995) no las registraron en el potencial hídrico, el crecimiento en altura, la supervivencia ni en el crecimiento en diámetro de tallo entre la aplicación o no de antitranspirantes en brinzales.

Procedencia

La procedencia Terrenate, Tlaxcala presentó mejor respuesta al tratamiento de inmersión en agua; exhibe menor precipitación y mayor evaporación (SICLIM, 1990). Entonces, las poblaciones probablemente han generado adaptaciones locales de resistencia a sequía, que pueden ser aprovechadas en el manejo poscosecha.

En México, el área de distribución de *Pseudotsuga menziesii* (Hermann y Lavender, 2001) y *Pinus ayacahuite* (Perry, 1991) es bastante discontinua dado que crecen en altitudes elevadas (Perry, 1991; Farjon y Styles, 1997) en un país con una orografía muy accidentada (INEGI, 1985).

Los análisis isoenzimáticos han mostrado baja variación intrapoblacional y alta variación interpoblacional en poblaciones mexicanas de *Pseudotsuga menziesii*. Se ha citado variación topoclinal en respuesta a una heterogeneidad microambiental en esta especie. La fuente de semilla puede también tener impacto importante para las características de poscosecha (Bates *et al.*, 2004).

La falta de consistencia en resultados de investigaciones con el mismo tratamiento y la misma especie (Lee y Kozlowski, 1974; Davies y Kozlowski, 1975) es posible explicarla por las diferencias en comportamiento entre procedencias. Es conveniente seguir evaluando la respuesta entre diferentes poblaciones de especies forestales, para identificar el mejor tratamiento poscosecha por procedencia.

CONCLUSIONES

El mejor tratamiento fue cuando la base del tronco se mantuvo inmersa en agua. Con este tratamiento se redujo la cantidad de hojas desprendidas; se mantuvieron las humedades total del árbol y de la ramilla en particular; y se exhibió un menor cambio de cromaticidad, matiz y luminosidad.

La especie que presentó una mejor respuesta fue *Pseudotsuga menziesii*; detectándose una menor cantidad de hojas desprendidas y la cromaticidad, matiz y luminosidad con poco cambio con respecto a sus valores iniciales.

La procedencia que presentó una mejor respuesta fue Terrenate, Tlaxcala en ambas especies; con menor cantidad de hojas desprendidas; se conservó por mayor tiempo la humedad total del árbol; y la cromaticidad, matiz y luminosidad exhibieron un menor cambio respecto a sus valores iniciales.

La mejor combinación de tratamientos fue aquella donde se utilizó la especie *Pseudotsuga menziesii* procedente de Terrenate, Tlaxcala, con la base del tronco inmersa en agua.

AGRADECIMIENTOS

Los autores manifiestan su agradecimiento a Luciano Zárate y a Pedro del Castillo por los árboles y a la Comisión Nacional Forestal y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el financiamiento otorgado a través del proyecto "Tecnologías para la restauración de los bosques en declinación del Distrito Federal" (CONAFOR-2002-C01-6181).

REFERENCIAS

- Álvarez M., J. G., I. Alia T., M. T. Colinas L. and J. Sahagún C. 2007. Interspecific differences in postharvest quality on Mexican Christmas trees. *Silvae Genetica* 56(2):65-73.
- Arnold, M. A. and R. K. Culbertson. 1994. Effects of antitranspirant sprays and hydrophilic polymer root dips on the growth of bare-root northern red oak seedlings transplanted to the field or containers. Southern Nursery Association Research Conference. Atlanta, GA. USA. 39:156.
- Bates, R. M., J. C. Sellmer and D. A. Despot. 2004. Postharvest quality of concolor fir affected by seed source. Pennsylvania Christmas Tree Grower's Association. Philadelphia, PA. USA. pp. 56-68
- Cámara de Diputados. 2006. Detecta Profepa plagas en árboles de Navidad importados de Estados Unidos. Boletín N°. 0444. H. Congreso de la Unión. <http://www3.diputados.gob.mx/camara/content/view/full/34923>. (septiembre 2009).

- Chastagner, G. A. 1985. Research on Christmas tree keepability. *Am. Christmas Tree J.* 29:31-35.
- Chastagner, G. A. 1986. Effect of postharvest moisture stress on the keeping qualities of Douglas-fir Christmas trees. *HortScience* 21:485-486.
- Chastagner, G. A. and L. E. Hinesley. 2002. Maintaining moisture levels in cut Christmas trees. *Am. Christmas Tree J.* 44:10-16.
- Comisión Nacional Forestal. 2009. Árboles de Navidad. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. http://www.conafor.gob.mx/index.php?Itemid=169&id=91&option=com_content&task=view. Última modificación: Webmaster (13/08/2009 a las 16:49). (20 de septiembre del 2009).
- Davies, W. J. and T. T. Kozlowski. 1975. Effects of applied abscisic acid and plant water stress on transpiration of woody angiosperms. *For. Sci.* 21(2):191-195.
- Domínguez Á., F. A. 1986. Estudio ecológico de *Pseudotsuga menziesii*, en Huayacocotla, Ver. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. México. 74 p.
- Duck, M. W., B. M. Cregg, F. F. Cardoso, R. T. Fernandez, B. K. Kehe and R. D. Heins. 2003. Can antitranspirants extend the shelf life of table-top Christmas trees? *In: Tanino, K. K. (Ed.) XXVI International Horticulture Congress: Environmental Stress. Acta Hort.* 618:153-162.
- Elizalde C., C. N. 1979. Uso de preservadores en los árboles de Navidad (*Abies religiosa*). Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. México. 48 p.
- Englert, J. M., K. Warren, L. H. Fuchigami and T. H. H. Chen. 1993. Antidesiccant compounds improve the survival of bare-root deciduous nursery trees. *J. Am. Soc. Hort. Sc.* 118:228-235.
- Farjon, A. and B. T. Styles. 1997. *Pinus* (Pinaceae). *Flora Neotropica Monograph* 75. The New York Botanical Garden. New York, NY. USA. pp. 26-27.
- Gale, J., A. Poljakoff-Mayber, I. Nir, and I. Kahane. 1964. Effect of antitranspirant treatment on the water balance of pine seedlings, under different climatic and soil moisture conditions. *Plant and Soil* 24 (1): 81-89.
- Gobierno del Estado de Tlaxcala. 2008. Terrenate. Enciclopedia de los Municipios de México. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. Estado de Tlaxcala. Tlaxcala, Tlaxcala. s/p. <http://www.desdelocal.gob.mx/work/templates/enciclo/tlaxcala/mpios/29030a.htm>. (19 de noviembre de 2009).
- Hermann, R. K. and D. P. Lavender. 2001. *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco Douglas-Fir www.na.fs.fed.us/. Hinesley, L.E. (28 de enero de 2001).

- Hinesley, L. E. 1984. Measuring freshness of cut Fraser fir Christmas tree HortScience 19:860-2
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1985. Carta topográfica 1:50,000. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D. F. México.
- Jack, J. B. 1955. Tests of a transpiration inhibitor. Tree Planters' Notes 20:23-25.
- Lee, K. J. and T. T. Kozlowski .1974. Effects of silicon antitranspirant on woody plants. Plant Soil. 40: 493-510.
- Odlum, K. D. and S. J. Colombo. 1987. The effect of three film-forming antitranspirants on moisture stress of outplanted black spruce seedlings. Tree Planters' Notes 38:23-26.
- Ojeda A., A. 2009. Principales insectos asociados a árboles de Navidad de importación, Ficha Técnica CNRPF-01/13. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental. Dirección General de Gestión Forestal y de Suelos. Dirección de Salud Forestal y Conservación de Recursos Genéticos. Laboratorio de Análisis y Referencia de Sanidad Forestal. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <http://www.cofemermir.gob.mx/uploadtests/17849.66.59.6.FICHA13-Insectos2-2009.pdf>. (septiembre del 2009).
- Perry, J. P. 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Portland, OR. USA. 156 p.
- Poljakoff, M. A., J. Gale, H. Aluma, I. Kahane, H. Ginsburg, Z. Goldschmidt, I. Nir and E. Shabi. 1967. Final technical report of effect of plant antitranspirants on certain physiological processes of forest seedlings and other plant material. Project No. A10-FS-10. The Hebrew University of Jerusalem. Jerusalem, Israel. 107 p.
- Rose, R. and D. L. Haase. 1995. Effect of the antidesiccant Moisturin on conifer seedling field performance. Tree Planters' Notes 46:97-101.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2003. Estadísticas del Medio Ambiente. México, D. F. México. pp. 45-57.
- Sistema de Información Climatológica (SICLIM). 1990. Versión 1.0 y base de datos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. D.F. México s/p.
- Simpson, D. G. 1984 Film-forming antitranspirants. Their effects on root growth capacity, storability, moisture stress avoidance, and field performance of containerized conifer seedlings. The Forestry Chronicle 60:335-339.
- Torres P., J. 2004. Indicadores financieros en actividades forestales. *In: Memoria de Resúmenes del V Congreso Nacional de Biotecnología Agropecuaria y Forestal*. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de México. México. pp. 28-29.

- Vera C., J. A. G. 1995. The influence of antidesiccants on field performance and physiology of Ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Dougl.) seedlings. Ph.D. Dissertation. Oregon State University. Corvallis, OR, USA. 133 p.
- Williams, P. A., A. M. Gordon and A. W. Moeller. 1990. Effects of five antitranspirants on white spruce and white pine seedlings subjected to greenhouse drought. *Tree Planters' Notes*. 41:33-38.

NOTA TÉCNICA

ANATOMÍA DE LA INTERACCIÓN *Cladocolea loniceroides* (Van Tieghem) Kuijt – *Salix bonplandiana* Kunth

Dionicio Alvarado-Rosales¹, Luz de Lourdes Saavedra-Romero¹
y Elizabeth Cárdenas-Soriano¹

RESUMEN

Pocas son las plantas parásitas que provocan enfermedades de importancia en los bosques; en México son la tercera causa de daño y generan pérdidas por más de 2 millones de metros cúbicos de madera. *Cladocolea loniceroides* es un muérdago hemiparásito que afecta aproximadamente a 15 especies arbóreas, tan sólo en la Ciudad de México, además de ser uno de los principales agentes de deterioro de la salud de numerosos arbustos. En la zona chinampera de Xochimilco *C. loniceroides* ha ocasionado cuantiosos daños al ahuejote (*Salix bonplandiana*), árbol representativo de esta emblemática área lacustre del Distrito Federal. Debido a que el muérdago infecta al tronco y a las ramas, el vigor y la estética del arbolado se han visto seriamente impactados, incluso, cuando su incidencia es muy intensa, los individuos llegan a morir. Como en la actualidad no existen estudios sobre los problemas histopatológicos que origina dicha parásita en el ahuejote o sauce, la presente investigación tuvo como objetivo principal estudiar la anatomía de la interacción *C. loniceroides* – *Salix bonplandiana*. Las observaciones realizadas permiten determinar que al sistema endofítico de *C. loniceroides* es un haustorio simple o primario en forma de cuña. Su penetración no provoca necrosis, pero sí un desplazamiento de las células xilemáticas del hospedante y en consecuencia, una modificación de su fisiología.

Palabras clave: *Cladocolea loniceroides*, haustorio, hospedante, muérdago verdadero, *Salix bonplandiana*, sistema endofítico.

Fecha de recepción: 02 de octubre de 2006.

Fecha de aceptación: 04 de septiembre de 2009.

¹ Instituto de Fitosanidad. Colegio de Postgraduados. Correo-e: saavedraluz@yahoo.com.mx

ABSTRACT

Few are the parasite plants responsible of important forest diseases; they are the third cause of harm and they produce the loss of more than 2 million square meters of wood. *Cladocolea loniceroides* is a hemiparasitic mistletoe that affects about 15 species of trees just in Mexico City, and it is one of the major decline agents of the health of many shrubs. At the lake site of Xochimilco, this species has caused many problems to *Salix bonplandiana*, which is the most representative tree of this emblematic lake zone of Distrito Federal. Since this mistletoe produces an infection on the trunk and branches, the vigour and aesthetics of the trees has been seriously affected, which, when very intense, can induce death. As there are no results about the histopathological problems that this parasite generates upon the willow, the main purpose of the actual research was to study the anatomy of the *C. loniceroides*-*S. bonplandiana* interaction. Observations made it possible to determine that the endophytic system of *C. Loniceroides* is made up of a simple or primary haustorium with a wedge shape. Its penetration does not generate necrosis, but it does produce xilematic cell displacement of the host, and, consequently, a modification of its physiology.

Key words: *Cladocolea loniceroides*, haustorium, host, mistletoe, *Salix bonplandiana*, system endophytic.

Algunos vegetales superiores que producen semilla son parásitos y causan enfermedades (Calder y Bernhardt, 1983). Se calcula que de aproximadamente 2,500 especies de este tipo, pocas son las que provocan problemas de salud de importancia en los bosques (Salinas-Quinard, 1982; Agrios, 1988; Hawksworth y Wiens, 1996; Tainter y Baker, 1996). En México, de acuerdo al censo de la SARH de 1991 y 1992, son la tercera causa de daño a las masas forestales. En conjunto, generan pérdidas por más de 2 millones de metros cúbicos de madera, sin considerar la muerte del arbolado y la predisposición a otros agentes patógenos, como insectos y hongos (Vázquez y Cibrián, 1996).

Las plantas parásitas poseen estructuras especializadas, semejantes a raíces denominadas haustorios, los cuales penetran los tejidos del hospedante y extraen agua y nutrimentos (holoparásitas). Lo anterior origina desórdenes fisiológicos graduales, dependiendo de la severidad de la infección (Cházaro *et al.*, 2005). Otra clase de plantas parásitas, comúnmente conocidas como muérdagos, injertos (Kuijt, 1975), secapalos (Santiago-Felipe, 2003) o matapalos (Geils *et al.*, 2002) tienen hojas verdaderas y, por lo tanto, producen sus propios carbohidratos a través de la fotosíntesis (hemiparásitas); a pesar de ello, su grado de dependencia del hospedante es alto al extraer agua y sales minerales (Lamont, 1983; Calder y Bernhardt, 1983).

Dentro de los muérdagos hemiparásitos *Cladocolea Ioniceroides* (Van Tieghem) Kuijt, incide sobre árboles y arbustos. Se sabe que afecta aproximadamente 15 especies arbóreas, tan solo en la Ciudad de México (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2005; De la Paz *et al.*, 2006). Su presencia ha sido correlacionada con las condiciones de sitios pobres, específicamente con la alta compactación y baja fertilidad del suelo, factores que favorecen su frecuente aparición (Cid-Villamil y Bye, 1998). De acuerdo a Cházaro *et al.* (2005), el género *Cladocolea* es de alta especificidad por sus hospederos: *C. grahami* Kuijt y *C. microphylla* (H.B.K.) Kuijt parasitan sólo a encinos (*Quercus* spp.), mientras que *C. cupulata* se desarrolla mejor en pináceas (*Pinus jaliscana* Pérez de la Rosa y *P. lumholtzii* Robins & Ferns.) (Geils y Vázquez, 2002), lo que no sucede con *C. Ioniceroides*.

C. Ioniceroides se identificó por primera vez en el Valle de México sobre truenos (*Ligustrum* spp.) traídos del estado de Morelos (Cházaro *et al.*, 2005). En la actualidad, es uno de los principales agentes de deterioro del ahuejote (*Salix bonplandiana* Kunth) en la zona chinampera de Xochimilco, al sur del Distrito Federal, donde este árbol desempeña un papel fundamental por los beneficios ecológicos y estéticos que proporciona, entre ellos: protección de cultivos, retención de suelo y la belleza que otorga a los canales que año con año atraen la atención de miles de turistas. También se ha observado infectando otras especies arbóreas, tales como: *Acer negundo* L., *Alnus jorullensis* HBK. *Fraxinus uhdei* (Wenzig) Lingelsh, *Populus alba* L., *P. deltoides* W. Bartram ex Marshall, *P. tremuloides* Michx., *Prunus domestica* L., *P. serotina* Ehrth., *Salix babylonica* L., *S. humboldtiana* Willd., *Schinus molle* L. y *S. terebenthifolius* Raddi, por mencionar algunas (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2005; Cid-Villamil, 2006; De la Paz *et al.*, 2006).

En México se carece de estudios que evalúen el impacto de *C. Ioniceroides* sobre sus hospedantes, pero en general, al igual que otros muérdagos verdaderos, los daños más evidentes que ocasiona en el ahuejote son: engrosamiento de ramas, cambios en la arquitectura de la copa y en ocasiones la muerte, resultado de los altos niveles de infección. En áreas como la chinampera de Xochimilco, se tienen registros de infestaciones que van de ligeras a severas en 46% de los 11,527 árboles de ahuejote evaluados, con 80% de incidencia (Alvarado *et al.*, 2003a; Alvarado *et al.*, 2003b; Alvarado *et al.*, 2005).

Los estudios existentes sobre el género *Cladocolea* en el territorio nacional se han enfocado, principalmente, a su taxonomía (Kuijt, 1975; Calderón, 2001; Calderón y Rzedowski, 2001); a las condiciones ambientales que favorecen su presencia (Cid-Villamil y Bye, 1998); la histología de la germinación (Cid-Villamil y Ponce, 2001); embriogénesis y desarrollo del fruto (Cid-Villamil *et al.*, 2001). Aunque son

pocos los relacionados con el proceso de infección y de las alteraciones anatómicas que ocasiona a sus hospederos (Cid-Villamil *et al.*, 2007; Alvarado *et al.*, 2007).

La ausencia de información sobre la relación *C. loniceroides*–*S. bonplandiana* y la necesidad de realizar un manejo fitosanitario mediante podas, después de conocer el desarrollo de *C. loniceroides* dentro de los tejidos de *S. bonplandiana*, motivaron la realización de la presente investigación. Por lo tanto, el objetivo consistió en estudiar la anatomía de la interacción *C. loniceroides* – *S. bonplandiana*.

El trabajo se llevó a cabo dentro del área conocida como zona chinampera de Xochimilco, ubicada al sur de la Cuenca de México, aproximadamente a 23 km del centro de la Ciudad de México, entre las coordenadas 19°15'11" y 19°19'15" latitud norte y 99°00'58" y 99°07'08" longitud oeste, a una altitud de 2,240 m (CONANP, 2004).

La zona de Xochimilco tiene cuatro microclimas. Tres de ellos se clasifican como templados suhúmedos, característicos del Valle de México, los cuales cubren alrededor del 98% de la superficie del norte y hasta 2,800 msnm, cerca de San Francisco Tlalnepantla. De este sitio hacia las partes más altas, el clima llega a ser frío y húmedo. Los suelos predominantes son el feozem, caracterizados por poseer abundante materia orgánica y el histosol de elevada fertilidad y comúnmente saturado de agua. Ambos cubren casi la mitad del territorio (SMA, 2008).

Se recolectaron 30 ramas de ahuejote de 0.4 a 3.0 cm de diámetro y 20 cm de longitud. Diez sanas y 20 enfermas que presentaban la infección inicial en el centro. A partir de éstas, se obtuvieron 20 piezas de tejido de 1 cm² de grosor en sentido transversal y 20 en forma longitudinal, que se colocaron en líquido fijador CRAF III durante 24 h. Una vez fijadas, las muestras se lavaron con agua corriente durante 30 min; enseguida se deshidrataron con alcohol etílico (50, 60, 70 y 100%), una mezcla de alcohol al 100% (1:1), para remover el agua de los tejidos.

Se utilizó un cambiador automático de tejidos (Sakura Fingtechnical, Tissue Tek II, mod. 4640B) programado en períodos de 6 a 8 h por reactivo y por último, se realizó la inclusión en paraplast (Sigma). Así, se obtuvo un bloque de parafina sólido con el material a seccionar orientado en sentido transversal o longitudinal; se dejaron solidificar a temperatura ambiente y se montaron en soportes de madera.

Los cortes se practicaron con un microtomo rotatorio (American Optical, Modelo 820) con un grosor de 10 µm; se pusieron, inmediatamente, en un baño de flotación (agua y grenetina) a una temperatura de 65 ± 1°C y se colocaron sobre portaobjetos (Valdovinos, 1999; Zamora *et al.*, 2001). El material se desparafinó y tiñó con la técnica diferencial safranina-verde rápido y se montaron en resina

sintética (Johansen, 1940). Las observaciones y la toma de fotografías se hicieron en un microscopio Carl Zeiss.

Los muérdagos están constituidos por una parte aérea y otra incluida en el hospedero por medio de la cual existe un flujo nutrimental (Kuijt, 1969). Al inicio de la germinación se observó la formación de una base redondeada (en forma de disco) (Knutson, 1983; Bello-González, 1984), que se adhiere fuertemente a la peridermis del hospedero (Figura 1). De acuerdo a los estudios de Cid-Villamil (2006), los tejidos que conforman este disco son la viscina, el endospermo y el embrión. En el presente trabajo, la viscina se advirtió como una secreción transparente y viscosa en la periferia del disco, que contribuye a la adhesión del muérdago con el hospedero. A continuación, las células del embrión se alargan y mediante una fuerza mecánica; además de la secreción de compuestos químicos, se estimula el reconocimiento parásito-hospedante (Kuijt, 1969). En la interacción bajo estudio se detectó que las células de la peridermis del hospedero sufren una necrosis y el tejido se fractura para facilitar la entrada.

En el extremo opuesto del embrión inician los primordios foliares (Figura 2). El haustorio se forma a partir de una zona de división (meristemo basal), localizada debajo de una porción de células colapsadas que se produce, posiblemente, por el crecimiento y la presión que ejerce el haustorio para penetrar; esta última estructura continúa su desarrollo (Figura 3). En el interior de los tejidos del hospedante se identificaron células parenquimatosas redondas orientadas en dirección paralela a la peridermis, con su núcleo bastante evidente y abundantes granos de almidón (Figura 4). Las células más próximas a la zona de inserción presentaron mayor cantidad de dicho carbohidrato.

Se determinó que el haustorio de *C. loniceroides* se ramifica de manera diferente a como ocurre con los muérdagos enanos (*Arceuthobium* sp.) o el de *Struthanthus quercicola* (Schltdl. & Cham.) Blume, otro muérdago verdadero de la familia Loranthaceae (Santiago-Felipe, 2003); ya que adquiere una forma de cuña. Conforme este penetra, se abre paso a través de la corteza y el floema, desplazándolos mecánicamente de su sitio original (Figura 5). En ramas con diámetro de 3 cm, el haustorio puede llegar hasta la médula del hospedante. No se observó tejido especializado para el transporte de agua y sales minerales dentro de la planta parásita y el ahuejote, como sucede en el muérdago enano.

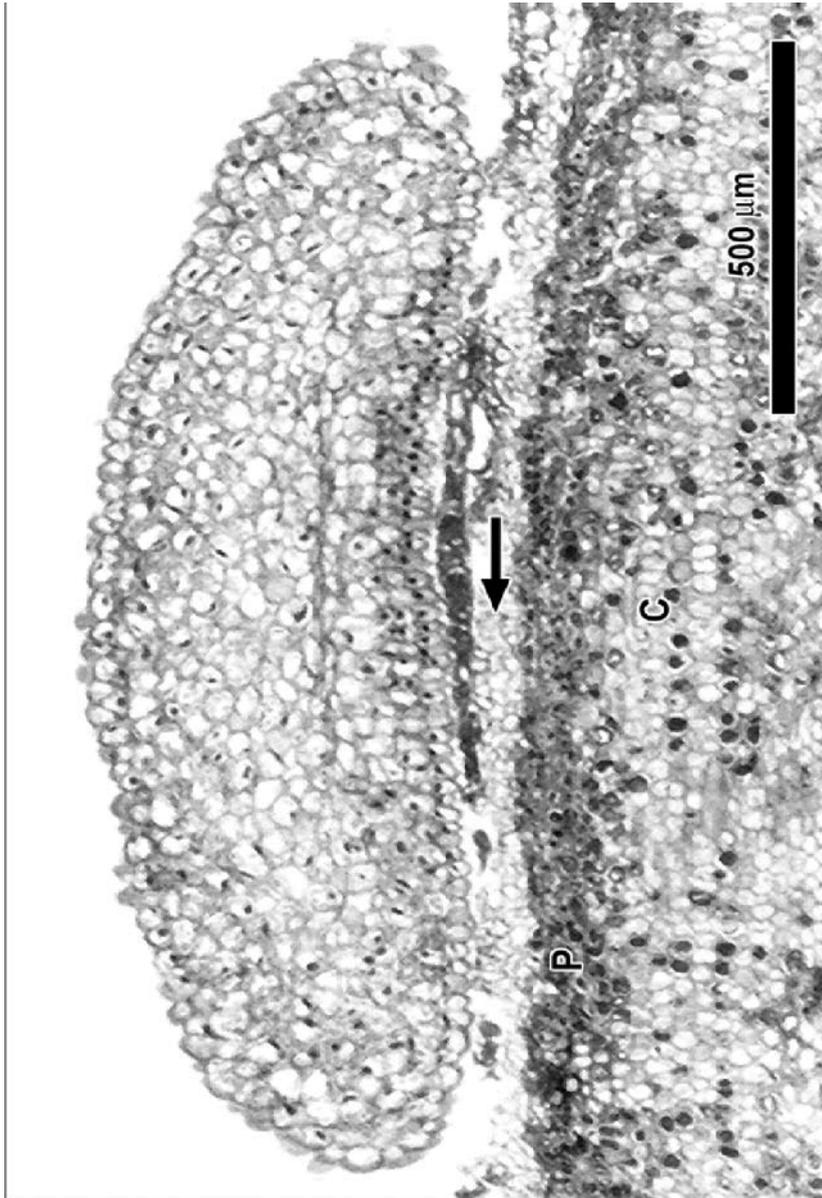


Figura 1. Corte longitudinal de una rama de *Salix bonplandiana* infectada por *C. loniceroides*. Corteza (C), Peridermis (P). Observe la estructura en forma de disco de *C. loniceroides* haciendo contacto en la peridermis del hospedante (flecha) (Barra = 500 µm).

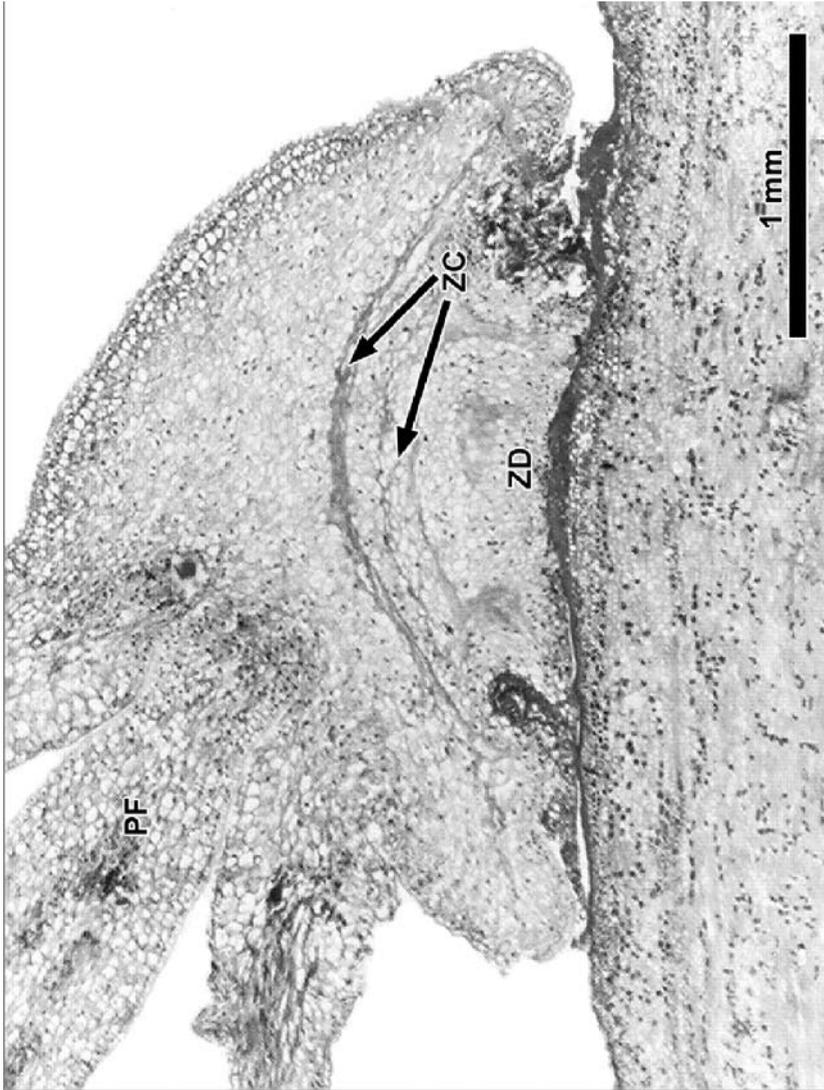


Figura 2. Corte longitudinal del embrión de *C. loniceroides* mostrando los primordios foliares (PF). Células colapsadas en el centro (ZC) y la zona de división (ZD) (meristemo basal) que da origen al haustorio (Barra = 1 mm).

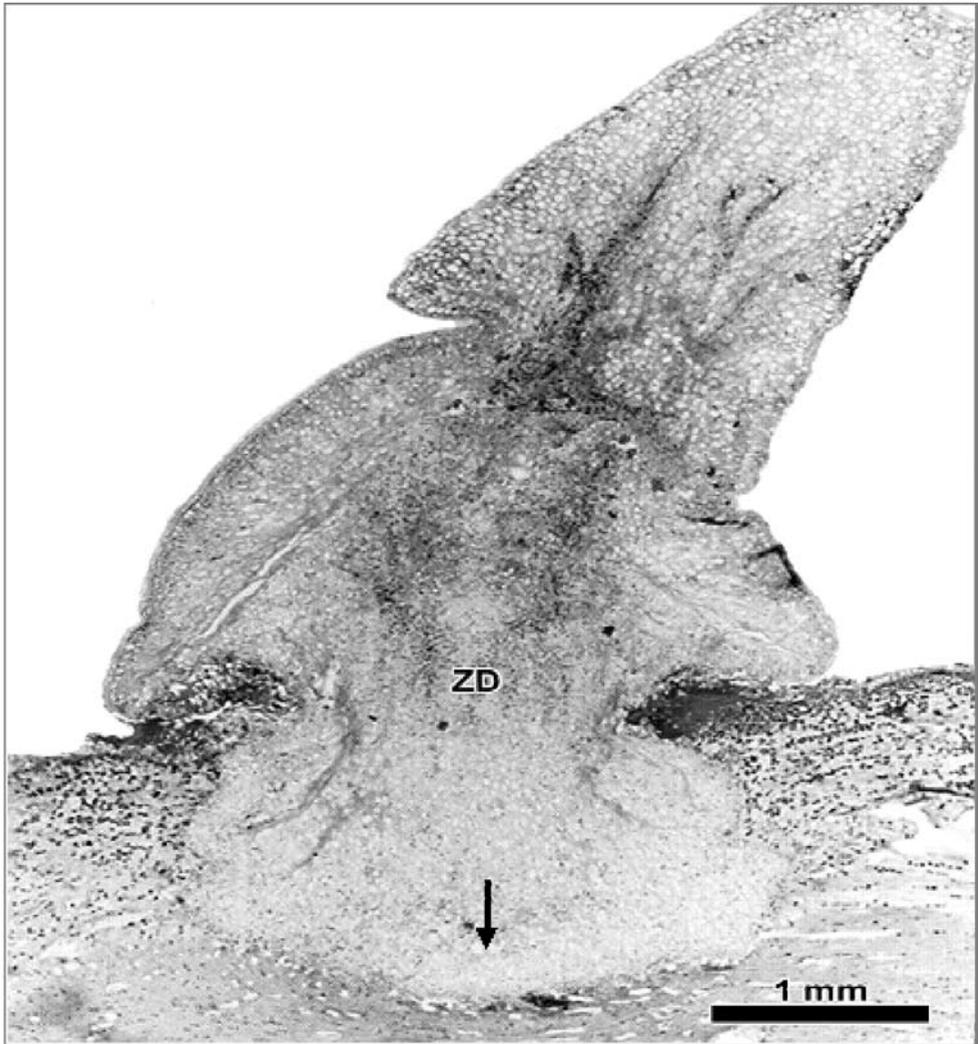


Figura 3. *C. Ioniceroides* penetrando los tejidos de *S. bonplandiana*. Zona de división (ZD) (Barra = 1 mm).

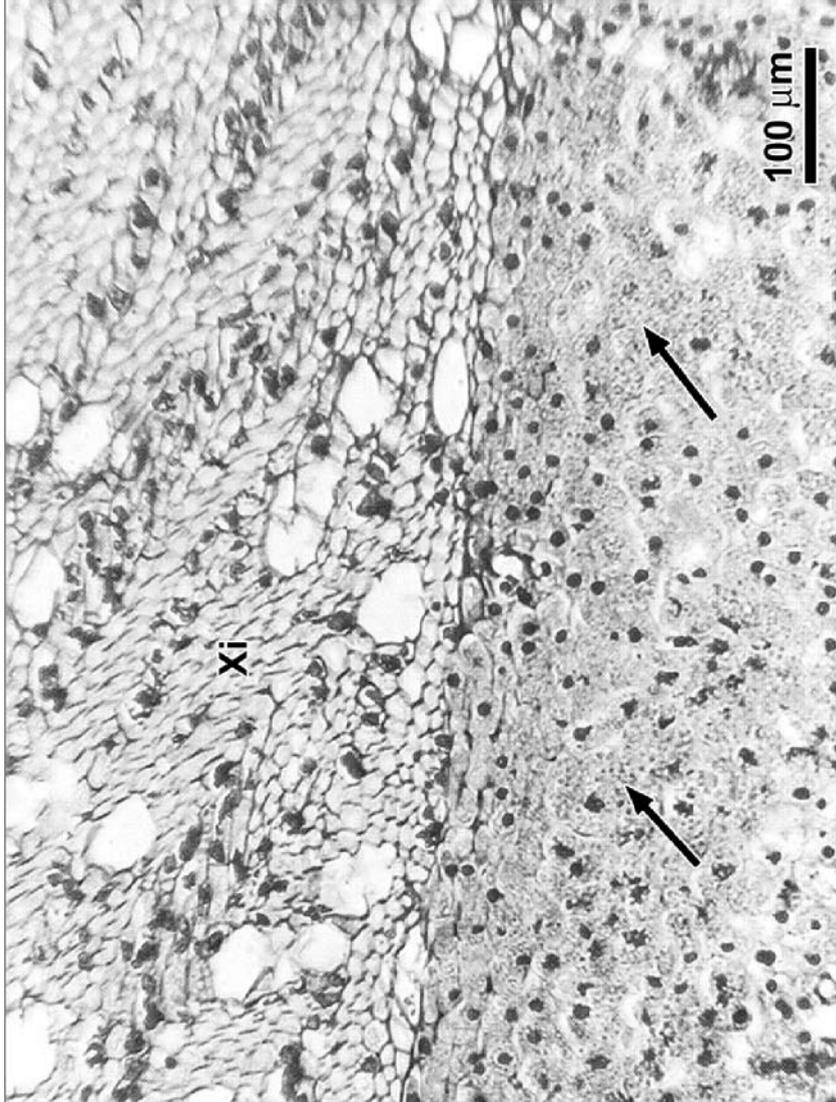


Figura 4. Zona de contacto entre los tejidos de la planta parásita (parte inferior) y el xilema (Xi) del hospedante (parte superior). Note la presencia de abundantes granos de almidón en las células de *C. loniceroides* (—) (Barra = 100 μm).

No se detectaron tejidos necrosados en la zona de contacto y hacia la parte más externa (próxima a la peridermis del hospedante); el haustorio presenta haces de esclereidas que utiliza como células de soporte y numerosos vasos. Sin embargo, no se observó una extensión de dichos vasos hacia el xilema del hospedante. Conforme la planta continúa su invasión, el xilema del hospedante cambia de posición; en consecuencia, su fisiología podría verse afectada (Figura 5).

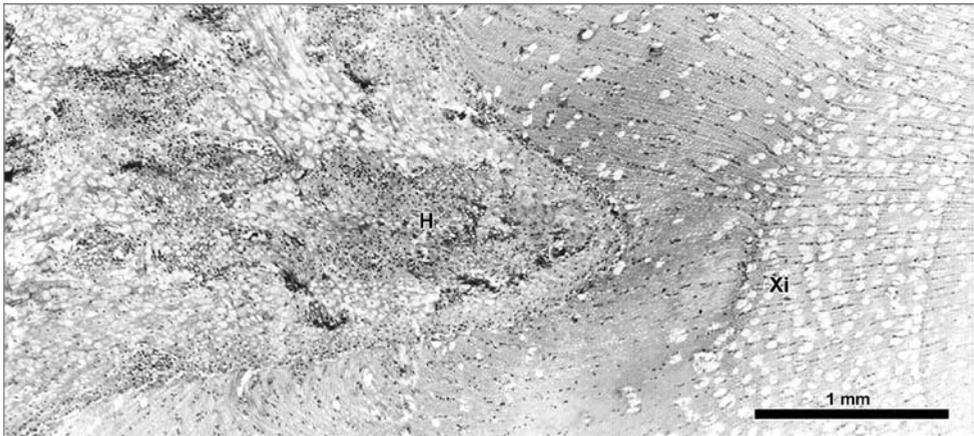


Figura 5. Corte transversal de *S. bonplandiana* mostrando el haustorio (H) de *C. loniceroides* a manera de “cuña”, penetrando el xilema (Xi) (Barra = 1 mm).

De acuerdo a Kuijt (1975), sólo en cinco especies de aproximadamente 19, se ha podido reconocer la base de la planta del muérdago, entre ellas, *Cladocolea gracilis* Kuijt, *C. inconspicua* (Benth.) Kuijt, *C. inorna* (Robbins. & Greenm.) Kuijt, *C. loniceroides* y *C. oligantha* (Standl. & Steyerm.) Kuijt; además, con excepción de la primera, las restantes carecen de brotes epicorticales y su haustorio primario es muy simple, se le conoce como injerto (Kuijt, 1975).

De todo lo anterior se concluye que *Cladocolea loniceroides* tiene un sistema endofítico, forma un solo haustorio o haustorio primario en forma de cuña; que los tejidos del hospedante son desplazados mecánicamente de su sitio original, finalmente, la penetración del haustorio no causa hiperplasia, hipertrofia, ni muerte celular.

REFERENCIAS

- Agrios G. N. 1988. Plant pathology. Academic Press. San Diego, CA. USA. 803 p.
- Alvarado R., D., A. Equihua M., E. Estrada V., V. Franco M., U. González M. and L. de L. Saavedra R. 2003a. The *Cladocolea* genus in the Mexican City Basin and its management. *In*: 1st Joint Meeting of the 12th National Symposium on Forest Parasites and the 54th Western Forest Insect Work Conference (WFIWC). November 3-6. Guadalajara, Jal. (Abstract). pp. 10.
- Alvarado R. D., A. Equihua M., E. Estrada V., V. Franco M., U. González M. and L. de L. Saavedra R. 2003b. Impact and true mistletoe management in the ahuejotes of the chinampas zone of Xochimilco, D. F. *In*: Pan American Plant Disease Conference. April 5-10. South Padre Island, Texas, USA. (Abstract). pp. 146.
- Alvarado-Rosales D. y L. de L. Saavedra-Romero. 2005. El género *Cladocolea* (Loranthaceae) en México: muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo* 11(1): 5-9.
- Alvarado R., D., R. L. de L. Saavedra y T. D. Cibrián. 2007. Muérdago *Cladocolea*/*Cladocolea* mistletoes. Género/Genus *Cladocolea* Van Tieghem (Loranthaceae). *In*: Cibrián T., D., D. Alvarado R. y D. S. García (Eds.): Enfermedades forestales en México. Universidad Autónoma Chapingo; CONAFOR-SEMARNAT, México. Forest Service USDA, USA; NRCAN Forest Service, Canadá y Comisión Forestal de América del Norte, COFAN, FAO. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. México. pp. 430-433.
- Bello-González M. A. 1984. Estudio de muérdagos (Loranthaceae) en la región Tarasca, Michoacán. *Boletín Técnico* 102. INIF. México, D. F. México. 62 p.
- Calder M. and P. Bernhardt (Eds.). 1983. The biology of mistletoes. Academic Press. Sidney, Australia. 348 p.
- Calderón R., G. 2001. Loranthaceae. *In*: Flora fanerogámica del Valle de México. J. Rzedowski y G. Calderón (Eds.). CECSA. México. pp. 98-102.
- Calderón R., G. y J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología CONABIO. México, D. F., México. 1406 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2004. Zona chinampera. <http://ramsar.conanp.gob.mx/documentos/fichas/50pdf>. (18 de agosto de 2009).
- Cházaro B., M. J., H. Oliva R., F. Ramón F. y J. A. Vázquez G. 2005. *Cladocolea oligantha* (Loranthaceae) un nuevo registro para Veracruz, México y datos generales sobre este taxón. *Polibotánica* 20: 1-15.

- Cid-Villamil R. M. 2006. Biología del desarrollo de *Cladocolea loniceroides* (Van Tieghem) (Kuijt), Loranthaceae. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 175 p.
- Cid-Villamil R. M. and R. A. Bye 1998. Site conditions of an urban wooded area of Mexico City that hosts *Cladocolea loniceroides* Van Tieghem (Loranthaceae). *Selbyana* 19(2): A 272.
- Cid-Villamil R. M., G. Murguía S. y M. Ponce S. 2001. Estructura e histoquímica del desarrollo del fruto de *Cladocolea loniceroides* Van Tieghem. *In: Memorias de Resúmenes del XV Congreso de Botánica*. Octubre 14-19. Querétero, Qro. México. 816 p.
- Cid-Villamil R. M. y M. Ponce S. 2001. Germinación de *Cladocolea loniceroides* (Van Tieghem) Loranthaceae. *In: Memorias del XXV Congreso Nacional de Histología*. Octubre 24-26. Taxco, Gro. México. pp. 23-24.
- De la Paz P. O., C., J. Ceja R. y G. Vela R. 2006. Árboles y muérdagos: una relación que mata. *Contactos Revista de Educación en Ciencias e Ingeniería* 59: 28-34.
- Geils, B. W., J. Cibrián T. and B. Moody (Tech. Coords). 2002. Mistletoes of North American Conifers. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Golden, CO, USA. 123 p.
- Geils, B. W. and I. Vázquez C. 2002. Loranthaceae and Viscaceae in North America. *In: Geils, B. W., J. Cibrián T. and B. Moody (Tech. Coords.). Mistletoes of North American Conifers*. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Golden, CO. USA. pp. 1-8.
- Hawksworth, F. G. and D. Wiens. 1996. Dwarf mistletoes: biology, pathology and systematics. US. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC. USA. 410 p.
- Johansen, D. A. 1940. Plant microtechnique. McGraw Hill Co. New York, NY. USA. 503 p.
- Knutson, D. M. 1983. Physiology of parasitism and disease response in host. *In: Calder, M. and P. Bernhardt (Eds.). The biology of mistletoes*. Academic Press. Sidney, Australia. pp. 295-316.
- Kuijt, J. 1969. The biology of parasitic flowering plants. University of California Press. Los Angeles, CA. USA. 246 p.
- Kuijt, J. 1975. The genus *Cladocolea* (Loranthaceae). *Journal of the Arnold Arboretum* 56(3): 265-335.
- Lamont, B. 1983. Mineral nutrition of mistletoes. *In: The biology of mistletoes*. Calder, M. and P. Bernhardt (Eds.). Academic Press. Sidney, Australia. pp. 185-204.
- Salinas-Quinard, R. 1982. Enfermedades forestales en México. *Revista Ciencia Forestal* 7(35): 21-30.

- Santiago-Felipe, M. 2003. Efecto del “secapalo” (*Struthanthus quercicola* (Schlecht. & Cham.) Blume) sobre naranjo valencia (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck) en Alamo, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Departamento de Fitotecnia. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. México. 67 p.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1991-1992. Inventario nacional forestal de gran visión. Reporte principal. Subsecretaría Forestal. México, D. F. México. 53 p.
- Secretaría del Medio Ambiente (SMA). 2008. Tipo de suelo. CORENADER. Gobierno del Distrito Federal. <http://www.sma.df.gob.mx/corenader/sc.htm> (noviembre, 2008). 2 p.
- Tainter, F. H. and F. A. Baker. 1996. Principles of forest pathology. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY. USA. 832 p.
- Valdovinos P., G. 1999. Histopatología e histoquímica foliar de los cultivares de banano FHIA 01 y enano gigante y su relación con la resistencia a la Sigatoka negra (*Mycosphaerella fijiensis* Morelet). Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de Méx. México. 74 p.
- Vázquez C., I. y J. Cibrián T. 1996. Guía para evaluar rodales infestados por muérdago enano *Arceuthobium* spp. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México, D. F. México. Agenda Técnica 1: 1-12.
- Zamora M., T., E. Cárdenas S., J. F. Cajuste B. y M. T. Colinas L. 2001. Anatomía del daño por rozamiento y por *Colletotrichum gloesporioides* Penz. en fruto de aguacate “Hass”. *Agrociencia* 35(2):237-244.

NOTA TÉCNICA

EFECTO DE LOS NUDOS SOBRE LA RESISTENCIA Y RIGIDEZ EN FLEXIÓN DE LA MADERA DE PINO

Raymundo Dávalos Sotelo¹ y Roberto Limón Godina¹

RESUMEN

En este trabajo se evalúa la capacidad de varios parámetros como la razón de área de nudos (RAN), la densidad básica (D_b) y el módulo de elasticidad (MOE) para predecir la resistencia en flexión de la madera del género *Pinus* de Durango, México. El estudio se efectuó sobre una muestra de 17 piezas de 50 × 50 × 760 mm, proporcionadas por una empresa local. Los resultados de los ensayos de flexión estática se ajustaron a un contenido de humedad (CH) de 12%. Se determinó que la densidad básica y la razón de área nudosa son semejantes en cuanto a su capacidad para estimar el módulo de ruptura (MOR). La correlación estadística mejora, sensiblemente, si se mide el esfuerzo en la zona donde se ubica el mayor defecto. La opción sobresaliente para el caso de la resistencia en flexión es una ecuación derivada de un análisis de regresión lineal múltiple que involucra al MOR como variable dependiente y a la densidad básica, a la RAN y al MOE como variables independientes. Puesto que al incluir el módulo elástico se incrementa la correlación, se puede inferir que para objeto de clasificación estructural de la madera de pinos mexicanos, un sistema combinado visual-mecánico parece ser el mejor método.

Palabras clave: Contenido de humedad, densidad, módulo de elasticidad, pinos mexicanos, razón de área nudosa, resistencia en flexión.

Fecha de recepción: 09 de octubre de 2008.

Fecha de aceptación: 16 de octubre de 2009.

ABSTRACT

This study was conducted to establish the influence of several parameters such as the knot area ratio (KAR), the basic density or specific gravity (SG) and the modulus of elasticity (MOE) on the bending properties of a sample of 17 pieces

¹ Instituto de Ecología, A. C. Correo-e: raymundo.davalos@inecol.edu.mx

of Durango pine wood supplied by a local company. Bending strength (MOR) and modulus of elasticity test results on $50 \times 50 \times 760$ mm specimens are presented in this paper. Test results were adjusted to (MC) of 12%. The test results indicate that both the basic density and the knot area ratio have similar ability to predict bending strength and thus, both have similar potential to develop grading rules that could be reasonably applied to structural pine wood. The statistical correlation improves if the stress is measured in the section where the largest knot is present. The prediction model improves substantially if in addition to KAR, the specific gravity is included in the regression equation and, even better results are obtained if modulus of elasticity is also included in a multiple regression equation. This suggests that a combination visual-mechanical grading method might be the best option for grading Mexican pine wood.

Key words: Moisture content, specific gravity, modulus of elasticity, Mexican pine, knot area ratio, bending strength.

Es bien sabido que los nudos tienen un efecto significativo sobre la resistencia de la madera, el cual es más notorio en las coníferas debido a su forma de crecimiento pues, en condiciones naturales, su tronco presenta gran cantidad de ramas que al convertirse en madera se manifiestan como nudos.

El tema lo han abordado muchos autores en diferentes países, entre ellos: Cown *et al.* (2004), Gaunt (2004), Karsulovic y Cisternas (1991), Lam *et al.* (2004), Lam *et al.* (2005) y Mackenzie *et al.* (2005). En México, no existe información publicada sobre la repercusión de los nudos en la resistencia y rigidez de la madera de pino. Echenique-Manrique *et al.* (1987) hicieron una amplia investigación que en su primera etapa condujo a la elaboración de una norma de clasificación visual para madera de pino de usos estructurales (DGN, 1985; Ordóñez y Dávalos, 1985) y posteriormente a la generación de un reglamento de construcciones para estructuras de madera (GDF, 2004).

Dada la influencia que los nudos ejercen en la resistencia, las reglas de clasificación de varios países se basan en el principio de la razón de área nudosa (RAN), que se define como la razón del área de un nudo o grupo de nudos proyectada sobre la sección transversal de una pieza. Las limitaciones a los tamaños de los nudos se fundamentan en este concepto. La filosofía de dichas reglas es que las clases estructurales de la madera se establecen a partir de las características que reducen la resistencia, tales como los nudos. En la Figura 1 se muestra un esquema de cómo se desarrollan los nudos en la sección transversal de un tronco.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de la razón de área de nudos, la densidad y el módulo de elasticidad para predecir la resistencia en flexión de la madera de pino.

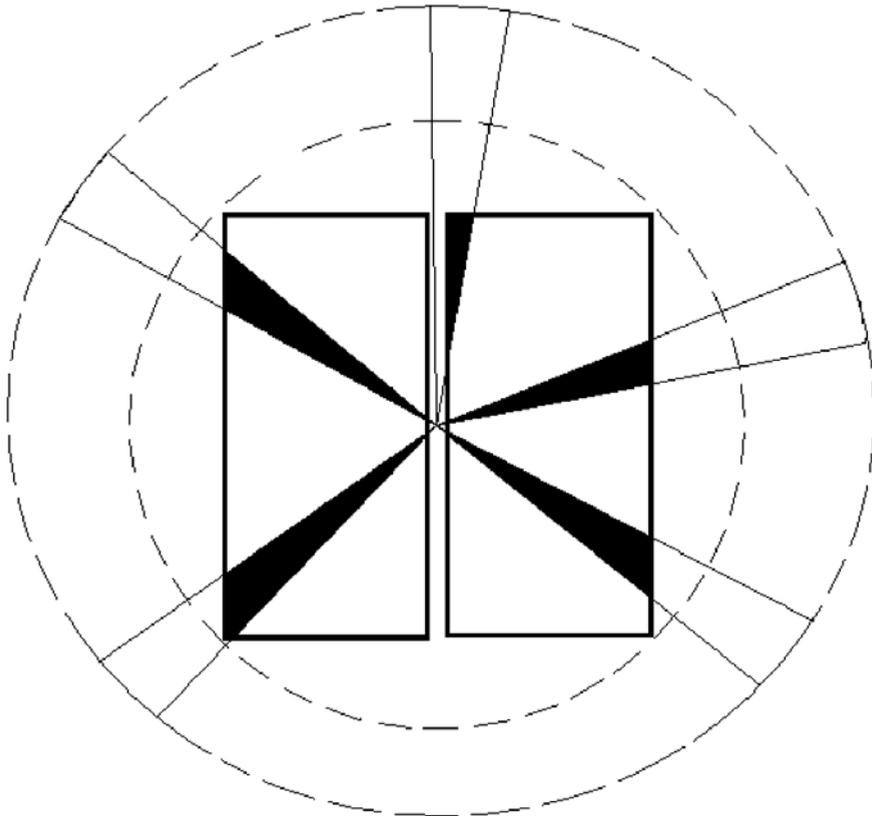


Figura 1. Representación esquemática de los nudos en la sección transversal del fuste de un árbol.

El estudio se llevó a cabo con una muestra de 17 piezas de madera de pino de sección transversal cuadrada de $50 \times 50 \times 760$ mm cortada longitudinal, radial y tangencialmente. Las muestras fueron probadas en una máquina universal Instron de 300 kN de capacidad. Las probetas se trabajaron en flexión estática bajo condiciones secas al aire libre con un contenido de humedad cercano al 12%, con el procedimiento descrito en las normas ASTM D 143 (2000) y los valores obtenidos se ajustaron a un contenido de humedad uniforme de 12%, de acuerdo con el método de la norma ASTM D 29-15 (2003). En cada ensayo se determinó el módulo de ruptura (MOR) y el módulo de elasticidad (MOE). Para predecir la resistencia de las piezas se verificó la correlación entre el MOR y los parámetros densidad básica, RAN y MOE.

La razón de área nudosa (RAN) se obtuvo a partir de un formato de registro para cada pieza, en el que se dibujó a escala su sección transversal; además de, las proyecciones de las nudosidades comprendidas en un tramo de longitud menor o igual al ancho de la pieza. La RAN se calculó como el porcentaje de área nudosa proyectada en la superficie de la sección transversal de la tabla, con respecto al área de la sección transversal mediante la ecuación 1.

$$RAN = \frac{\text{Superficie nudosa}}{\text{Superficie total}} \times 100 \dots\dots\dots (1)$$

El procedimiento para Evaluar la RAN incluye los tres pasos que a continuación se describen.

1. Se selecciona la sección de la pieza que presenta el mayor defecto que reduzca la resistencia de la madera, si se ensayara en flexión. Para precisar el mayor defecto, se debe considerar que en tal sección se sumará el área de los nudos que no disten unos de otros en el largo de la pieza una distancia superior al ancho de la misma. Este concepto es el que se utiliza para las agrupaciones nudosas en algunas normas extranjeras, como la norma japonesa (MAFF, 1994), la de Canadá y los Estados Unidos de América (NLGA, 2005).

2. Se delimita la proyección del área de los nudos en una sección transversal de la pieza de madera aserrada y se estima el área que ocupan; ver ejemplo en la Figura 2. Para definir la razón del área proyectada de un nudo con respecto al área total de una sección transversal específica, se infiere la dirección y forma del nudo en el interior de la pieza; esto es, se debe ubicar la posición del centro del árbol, sitio donde se originan los nudos.

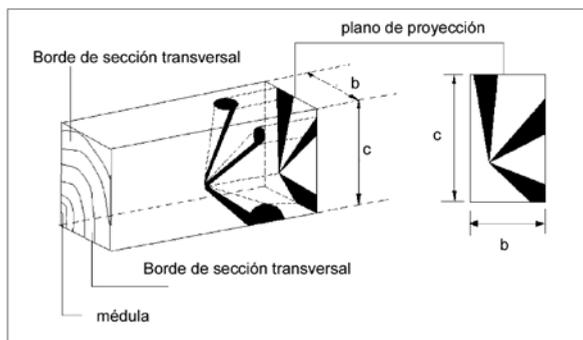


Figura 2. Proyección de nudos en la sección transversal de una pieza de madera aserrada.

3. Una vez que se tienen todos los nudos identificados y ubicados en la sección transversal, se realizan las proyecciones. Es muy importante tener claro cómo se desarrollan dichas estructuras. La Figura 3 ejemplifica la medición de la RAN.

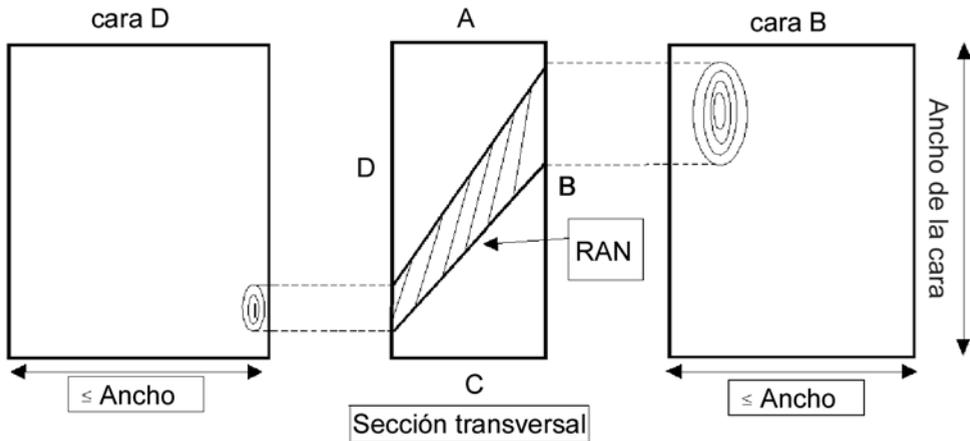


Figura 3. Principio de medición de la razón de área de nudos RAN.

La relación estadística entre las variables de interés se estableció con un análisis de regresión simple. Las ecuaciones generadas se presentan en el Cuadro 1, conjuntamente con los valores del coeficiente de determinación R^2 para cada expresión, las cuales corresponden a un ajuste de una línea recta por la técnica de mínimos cuadrados.

Es pertinente señalar que la resistencia y rigidez en flexión de la madera de pino está inversamente correlacionada con el área proporcional de nudos (RAN), como se describe en este trabajo. La resistencia es directamente proporcional a la densidad básica D_b y a la rigidez, representada por el MOE. La densidad básica D_b y la RAN son semejantes en cuanto a su capacidad de predecir el módulo de ruptura, como se deduce del valor de R^2 . La correlación mejora si el esfuerzo se mide en la zona del máximo esfuerzo (EsfRAN). Los resultados anteriores se comparan de manera favorable con los registrados por Gaunt (2004), quien calculó un coeficiente de determinación R^2 de 0.36 para la relación RAN-MOR.

La predicción de la rigidez con la RAN no es tan buena como se indica en el Cuadro 1, con un menor valor de R^2 para la ecuación de regresión entre MOE y RAN; aunque, también es superior al estimado por Gaunt (2004) (0.15).

Cuadro 1. Resultados de los análisis de regresión.

Variables de interés*	Ecuación de regresión	Coefficiente de determinación R^2
Densidad básica (D_b) y MOR	$MOR = 182.41D_b - 22.82$	0.42
RAN y MOR	$MOR = - 0.91RAN + 63.97$	0.41
RAN y esfuerzo en la zona del nudo máximo (EsfRAN)	$EsfRAN = - 1.43RAN + 60.34$	0.61
RAN y MOE	$MOE = 0.12RAN + 8.77$	0.39
MOE y MOR	$MOR = 6.65MOE + 4.71$	0.84

*MOR, MOE y EsfRAN en MPa.

La mejor opción para estimar la resistencia en flexión es una expresión derivada de un análisis de regresión lineal múltiple que involucra al MOR como variable dependiente y a la densidad, la RAN y al MOE como variables independientes. El valor de R^2 en este caso es de 0.885:

$$MOR = 67.35D_b - 0.124RAN + 0.00537MOE \dots\dots\dots (2)$$

Conclusiones que coinciden con las presentadas por Karsulovic y Cisternas (1991).

Las reglas de clasificación basadas en el concepto de Razón de Área Nudosa (RAN) pueden usarse como fundamento para establecer clases de madera estructural de pino con un conjunto de valores de diseño razonable. Las Normas Técnicas Complementarias para Diseño y Construcción de Estructuras de Madera del Reglamento de Construcciones del Distrito Federal (GDF, 2004) parten de este concepto.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a la empresa La Reforma, S. A. de C. V. por haber permitido emplear los datos de las pruebas para la presente publicación. Al

Sr. Ricardo López Contreras quien colaboró con la manufactura de los especímenes de prueba; los pasantes de Ing. Forestal Salvador Iván Hernández Ruiz y Daniel Martínez Casas por haber auxiliado en la parte experimental y con el diseño de las figuras.

REFERENCIAS

- American Society for Testing Materials (ASTM). 2000. Standard test methods for testing small clear specimens of timber. ASTM D143 - 2000. Vol. 04-09. Philadelphia, PA, USA. 31 p.
- American Society for Testing Materials (ASTM). 2003. Standard practice for evaluating allowable properties for grades of structural lumber. ASTM D2915-90. Vol. 04-09. Philadelphia, PA, USA. 13 p.
- Cown, D. J., R. D. Ball and M. J. Riddell M. 2004. Wood density and microfibril angle in 10 *Pinus radiata* clones: distribution and influence on product performance. New Zealand Journal of Forestry Science 34(3): 293-315.
- Dirección General de Normas (DGN). 1985. Norma Mexicana NMX-C-239-1985. Calificación y clasificación de madera de pino para uso estructural. Secretaría de Gobernación. México, D. F. México. 20 p.
- Echenique-Manrique, R., R. Dávalos-Sotelo y F. Robles Fernández-V. 1987. Calificación y clasificación de la madera de pino para usos estructurales (Timber Grading Mexico), Fase III. Internacional Development Research Center. Ottawa, Canadá. 60 p.
- Gaunt, D. 2004. Upcoming changes to structural timber. New Zealand Timber Design Journal 1(13): 19-25.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2004. Normas Técnicas Complementarias del Reglamento de Construcciones para el Distrito Federal. Diseño y Construcción de Estructuras de Madera. México, D. F. México. 41 p.
- Karsulovic C., J. T. y A. G. Cisternas. 1991. Predicción del módulo de ruptura en madera estructural de pino radiata (*Pinus radiata* D. Don) mediante razones de resistencia y de área nudosa. Revista de Ciencias Forestales 7(1-2):47-57.
- Lam, F., J. D. Barrett and S. Nakajima. 2004. Influence of knot area ratio based grading rules on the engineering properties of Hem-fir used in Japanese post and beam housing. Wood Science and Technology. 38(2): 83-92.
- Lam, F., J. D. Barrett and S. Nakajima. 2005. Influence of knot area ratio on the bending strength of Canadian Douglas fir timber used in Japanese post and beam housing. Journal of Wood Science 51(1): 18-25.
- Mackenzie, R. K. T., R. S. Smith and C.A. Fairfield. 2005. New directions for NDT in forestry. Insight - Non-Destructive Testing and Condition Monitoring 47(7): 416-420.

- Ministry of Agriculture, Forest and Fisheries (MAFF). 1994. Japanese agricultural standard for structural softwood lumber. JAS 1083. Tokyo, Japan. 30 p.
- National Lumber Grades Authority (NLGA). 2005. Standard Grading Rules for Canadian Lumber. NLGA. New Westminster, BC. Canada. 210 p.
- Ordóñez C., V. R. y R. Dávalos S. 1985. Manual de clasificación visual para madera estructural de pino. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Nota Técnica 12. Xalapa, Ver. México. 24 p.

SEMBLANZA DEL DR. EDMUNDO GARCÍA MOYA

Premio Nacional de Ciencias y Artes 2008



Fuente: Academia Mexicana de Ciencias

La Revista Ciencia Forestal en México tiene el honor de presentar una breve semblanza del Doctor Edmundo García Moya, quien fue galardonado el presente año con el Premio Nacional de Ciencias y Artes 2008 en la categoría de Ciencias Físico-Matemáticas y Naturales, como reconocimiento a su entusiasta y desinteresada labor en este Comité, en el cual funge como miembro del Consejo Arbitral.

Hombre de campo por origen y vocación, el agrónomo y Doctor en Ciencias Edmundo García Moya considera que para sacar al agro mexicano del “olvido”, hace falta sembrar investigación científica para recuperar la tierra que nos da alimentos e identidad con una fórmula que combine éxito económico y ecológico. “Existe un impulso a la ciencia, pero no al nivel ni con la oportunidad de las demandas actuales que permitan insertarnos en la era del conocimiento”, advierte el merecedor del Premio Nacional de Ciencias y Artes 2008. El Doctor García Moya, Profesor Investigador Emérito del Colegio de Postgraduados, nació en La Esperanza, Municipio de Ameca, Jalisco. Ayudó desde niño a su padre y sus siete hermanos en las labores del campo sembrando maíz, frijol, caña de azúcar, cacahuate, utilizando “una técnica de rotación de cultivos que aprovecha la tierra y el agua de temporal para sembrar maíz una parte del año y cultivar garbanzo de forma residual”, recuerda.

Ingeniero Agrónomo egresado de la Escuela Superior de Agricultura Antonio Narro, en Buenavista, Coahuila, realizó en 1965 un diplomado intitulado Orientation Program in Agriculture, en la Southern Illinois University, en Carbondale. Obtuvo el grado de Maestría en Plant Sciences por la Universidad de California, Riverside y posteriormente colaboró como Range Scientist en el Dryland Research Institute, periodo en el cual desarrolló el concepto de "islas de fertilidad", que se publicó en la revista Ecology. "Las islas de fertilidad, que hoy se llaman islas de recursos, implican la acumulación y descomposición de los restos vegetales y animales; en ellas, suelo y nutrimentos se ven favorecidos por el abatimiento o reducción de las condiciones ambientales extremas". Posteriormente, se desempeñó como Graduate Research Assistant, en la Oregon Agricultural Experiment Station, en Corvallis y más tarde obtuvo un doctorado en el Rangeland Resources Program de la Universidad Estatal de Oregon. Tiempo después participó en el Diplomado "Integrated Surveys for Natural Resources" en el International Institute for Aerial Survey and Earth Science, en Enschede, Holanda. Fue seleccionado como Líder del Centro Regional para Estudios de Zonas Áridas y Semiáridas del Colegio de Postgraduados, en Salinas, San Luis Potosí y en esa misma institución ha ejercido varios cargos, entre los que destacan el de Director del Centro de Botánica, Miembro del Cuerpo Directivo y del Consejo Técnico, Coordinador y Miembro del Comité Académico del Programa Forestal, Miembro del Comité Directivo del Centro Regional para el Estudio de las Zonas Áridas y Semiáridas; además de ocupar el cargo de Profesor Investigador Titular durante toda su trayectoria en esta institución. Así mismo, en estos últimos años ha sido Coordinador Regional de un proyecto de productividad del Programa Ambiental de las Naciones Unidas e integrante del Committee of Arid Lands de la American Association for Advancement of Science y Senior Ecologist Certified por The Ecological Society of America.

Ha participado en numerosos cursos nacionales e internacionales en diferentes instituciones como son el Department of Biology, University of the West Indies; INE-SEDESOL, PNUMA, Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente, A. C. y Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del estado de Jalisco, A. C. Ha colaborado con otras instituciones como el Forest Service y el ARS del USDA y el INIFAP, entre muchas otras.

Es por definición profesor, maestro y guía de generaciones de estudiantes. Ha dictado las cátedras de Manejo de Pastizales, Ecología y Geobotánica, Ecología Vegetal, Ecología de Agostaderos, Conservación y Manejo de los Recursos Naturales, en la Escuela Nacional de Agricultura, Universidad Autónoma Chapingo y el Colegio de Postgraduados. Durante 36 años, ha apoyado a 117 alumnos en el egreso de diversos niveles: doctorado,

maestría y licenciatura. A lo largo de su carrera, en casi cuatro décadas de fructífero trabajo intelectual, ha colaborado con la sociedad científica mediante la producción de 234 publicaciones (resúmenes en congresos, artículos en revistas periódicas, capítulos en libros, publicaciones en CD, una compilación, libros, reseñas, prefacios, documentos de trabajo, una edición, traducciones, notas de clase y un folleto).

Ha publicado en las más importantes revistas científicas de las ciencias de la vida: *Ecology*, *Agrociencia*, *Desert Plants*, *Forest Ecology and Management*, *Revista de la Sociedad Mexicana de Manejo de Pastizales*, *J. Arid Environments*, *Acta Botánica Mexicana*, *Revista Manejo de Pastizales*, *Biotam*, *Journal of Vegetation Science*, *Plant, Cell and Environment*, *Journal of Experimental Botany*, *Global Biogeochemical Cycles*, *Global Change Biology*, *Geografía Agrícola*, *The Southwestern Naturalist*, *Acta Botánica Gallica*, *Plant Ecology*, *Revista Chapingo*, *Botanical Journal of Linnean Society*, *Agricultura Técnica en México*, *Técnica Pecuaria en México*, *Terra*, *Ciencia y Desarrollo*, *Journal of Arid Environments*, *Interciencia*, *Journal of Plant Physiology*, *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*, *Fitotecnia Mexicana*, *Veterinaria Mexicana*, *Ciencia Forestal en México*, *Arid and Semiarid Rangeland Monitoring in North America*. *Secheresse*, *Genetic Resources and Crop Evolution*, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *Acta Zoológica Mexicana*, *In vitro Cell. Dev. Biol. Plant*, *Rev. Biol. Trop.*, y *Terra Latinoamericana*.

Los libros que ha escrito en coautoría son: "Utilización de la fauna silvestre en el Altiplano Potosino-Zacatecano", publicado por el Centro Regional para Estudios de Zonas Áridas y Semiáridas; además del intitulado "Frutos y semillas de encinos", de la Universidad Autónoma Chapingo. Así mismo, ha traducido los libros: "Los incomparables agaves y cactus" de P. S. Nobel (1998), "Regreso a lo natural" (1999) y "El jardinero ambiental" (2001).

Pertenece a la American Society of Naturalists, Australian Rangeland Society, British Ecological Society, Ecological Society of America Grassland, Society of Southern Africa, Intecol, International Society for Vegetation Science, National Geographic Society, Nordic Ecological Society, Oikos, Sociedad Botánica de México, Society for Range Management, The Ecological Society of Japan, Weed Science Society of America.

Entre las distinciones que ha recibido sobresale: becas de la Escuela Superior de Agricultura "Antonio Narro", The Ford Foundation Fellowship, The Graduate Research Assistanship de la Oregon Agricultural Experiment Station, Scholarship Dutch Government-OAS, ésta última le permitió participar en el curso Integrated Surveys for Natural Resources Development en Enschede, Holanda.

En razón de haber propuesto el concepto de "islas de fertilidad" en los medios secos, aportado conocimiento sobre la capacidad productiva de agaves y



Fuente: CONACULTA/ J. V.

los zacates halófitos con severas restricciones del medio; además de incorporar la enseñanza de la ecología vegetal a nivel de posgrado y formar un grupo de profesionales líderes en el aprovechamiento de los recursos naturales, se le entregó el Reconocimiento del Gobierno del Estado de Aguascalientes y de la Universidad Autónoma de Aguascalientes en 2003.

El Colegio de Postgraduados le otorgó el Premio como Investigador Distinguido, el Reconocimiento a la Labor Destacada en Enseñanza, Investigación y Servicio; también se hizo acreedor a la distinción como Profesor Investigador Titular, el Reconocimiento del Programa Forestal-IRENAT en su 25° aniversario, por su valiosa participación en su creación, desarrollo inicial y consolidación académica de excelencia al Servicio del Sector Forestal de México. En 2004 el Gobierno de Coahuila le entregó la Medalla al Mérito Agronómico “Ing. Eulalio Gutiérrez Treviño” por su gran trayectoria nacional e internacional, prodigando una amplia proyección y prestigio a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

Recibió el Reconocimiento como “Agrónomo Distinguido” por parte del Colegio de Postgraduados (2005), por su brillante trayectoria en la formación de recursos humanos, investigación y vinculación para y con el medio rural, así como por su contribución en el campo de la Botánica y la gestión de Unidades Académicas, en apoyo a los estudios forestales y de zonas áridas, además del Reconocimiento de participación como Jurado en el campo de las Ciencias Físico-Matemáticas y Naturales. Ha recibido el reconocimiento denominado “Labor Destacada en Enseñanza, Investigación y Servicio (1991 – 1994)”. Le fue otorgado el “Premio Maestro Ernest Feder” del Instituto de Investigaciones Económicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Con su ponencia “El desarrollo sustentable en México ¿Opción para un desarrollo rural integral en México?”, obtuvo Diploma y Medalla en el Seminario Internacional de Economía Agrícola del Tercer Mundo.

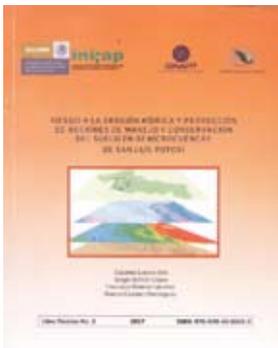
En 2006 fue nombrado Profesor Investigador Emérito del Colegio de Postgraduados, en 2007 recibe los reconocimientos por su trayectoria profesional y aportaciones científicas a los pastizales de México, en el IV Simposium Internacional de Pastizales, en San Luis Potosí. S.L.P. y por formar parte del grupo de 100 académicos sobresalientes por su labor destacada en Enseñanza, Investigación y Servicio y por 35 años de servicio al Colegio de Postgraduados. Recientemente recibió el Outstanding Achievement: Research/Academia, otorgado por la Society for Range Management, el 11 de febrero del 2009, el Reconocimiento por su trayectoria y apoyo a la Universidad de Guadalajara, el 26 de febrero del 2009 y el Reconocimiento como Agrónomo Distinguido por su trayectoria como Investigador en beneficio del Agro Mexicano, por la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, el 4 de Marzo del 2009. Es Editor de las revistas Agrociencia y Fitotecnia Mexicana; así mismo se desempeña como árbitro de la Revista Ciencia Forestal en México.

Desde 1984 es Investigador Nacional del SNI y a partir de julio de 2002 obtuvo el Nivel III. Miembro Titular de la Academia Nacional de Ciencias Agrícolas de México, A. C., Consejo Consultivo de Ciencias de la Presidencia de la República y Miembro Regular de la Academia Mexicana de las Ciencias.

RESEÑA DE PUBLICACIONES FORESTALES ELABORADAS POR INVESTIGADORES DEL INIFAP

Carlos Mallén Rivera¹ y Cecilia Nieto de Pascual Pola¹

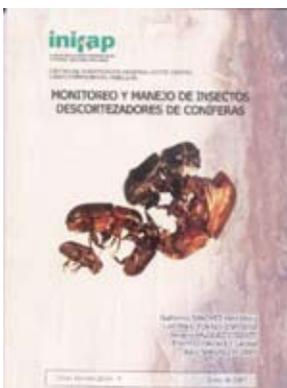
Loredo O., C., S. Beltrán L., F. Moreno S. y M. Casiano D. 2007. Riesgo a la erosión hídrica y proyección de acciones de manejo y conservación del suelo en 32 microcuencas de San Luis Potosí. Libro Técnico No. 3. Campo Experimental San Luis, CIRNE, INIFAP. San Luis Potosí, SLP. México. 209 p. ISBN: 978-970-43-0343-3



El concepto de microcuenca como unidad de manejo puede ser estratégico, si además del entorno ambiental se consideran las condiciones sociales y económicas. El ideal es alcanzar un balance entre la conservación del suelo y el manejo de los recursos que dependen de él, lo cual implica una planeación con un enfoque amplio. Este libro se elaboró como producto de un proyecto realizado en apoyo al Programa Estatal de Microcuencas, para formular planes de manejo integral en conservación del suelo, agua y cubierta vegetal para la recuperación de zonas degradadas; describe los factores involucrados en el proceso de erosión y la forma de ser evaluados en campo.

Informes: beltran.sergio@inifap.gob.mx

Sánchez M., G., L. Torres E., I. Vázquez C., E. González G. y R. Narváez F. 2007. Monitoreo y manejo de insectos descortezadores de coníferas. Libro Técnico No. 4. Campo Experimental Pabellón, CIRNOC, INIFAP. Aguascalientes, Ags. México. 107 p. ISBN: 970-43-0173-1



Los insectos descortezadores del género *Dendroctonus* son los de mayor importancia económica y ecológica del hemisferio norte. De las 19 especies conocidas a nivel mundial, 17 están en los bosques de coníferas del continente americano y 11 de ellas en México, por lo que son parte importante de la biodiversidad forestal, aunque su comportamiento interfiere con los intereses humanos. En nuestro país son escasos los estudios básicos de laboratorio relacionados con la ecología química de estos organismos. La presente publicación es producto de un proyecto de investigación en el que se utilizaron feromonas y aleloquímicos para el monitoreo experimental de *Dendroctonus*. La obra proporcionará nuevas herramientas tecnológicas para la prevención de infestaciones y métodos de control ambientalmente aceptables.

Informes: sanchezm.guillermo@inifap.gob.mx

¹ Revista Ciencia Forestal en México, INIFAP. Correo-e: ciencia.forestal@inifap.gob.mx

Espinosa P., H., E. Bravo M., P. López L. y C. Arredondo V. 2005. El agave mezcalero de Oaxaca: avances de investigación. Libro Técnico No. 3. Campo Experimental Valles Centrales de Oaxaca, CIRPAS, INIFAP. Oaxaca, Oax. México. 180 p. ISBN: 970-43-0005-0



El género *Agave*, cuya etimología significa “admirable” o “noble”, fue descrito por Linneo en 1753. Del total de sus especies, 75% son endémicas de México, comprendiendo las que son utilizadas para la elaboración de bebidas alcohólicas destiladas como el mezcal y que tienen importancia económica, cultural y social en los estados con denominación de origen: Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Guerrero, Oaxaca, 11 municipios de Tamaulipas y uno de Guanajuato. Oaxaca es el principal productor con un promedio anual de 3.5 millones de litros, de los cuales 40% aproximadamente, se destina a la exportación y el resto a los mercados local y nacional; se cultivan 12 mil ha de maguey mezcalero con *Agave angustifolia* y debido a las condiciones en que se aprovechan, su producción está limitada por varios factores: a) incidencia de plagas y enfermedades, b) disminución de la diversidad genética, c) prácticas agronómicas deficientes tanto en vivero como en campo, d) uso de material vegetativo de baja calidad, e) erosión de los suelos y deforestación debido a su cultivo intensivo y, f) falta de información cuantitativa sobre áreas productoras y potencial productivo.

Informes: ps602@prodigy.net.mx; www.inifap.gob.mx

Villanueva D., J., R. Jasso I., G. González C., I. Sánchez-Cohen. y C. Potisek T. 2004. El mezquite en la Comarca Lagunera, alternativa de producción integral para ecosistemas desérticos. Folleto Científico No. 14. CENID RASPA, INIFAP. Gómez Palacio, Dgo. México. 36 p. ISBN: 968-800-590-8



Escasas son las alternativas de producción en los ecosistemas semidesérticos a desérticos como los de la Comarca Lagunera que derivan de especies que crecen de manera natural en condiciones limitantes de disponibilidad de agua. El aprovechamiento de la candelilla (*Euphorbia antisiphylítica*), el orégano (*Lippia graveolens*) y la lechuguilla (*Agave lechuguilla*) constituyen la excepción al caso, pero pueden extenderse a otros taxa como el mezquite (*Prosopis* spp). En este Folleto Científico se describen los fundamentos técnicos desarrollados en mezquite que se han originado de experiencias de investigación en la región y tecnología con la cual es posible implementar una explotación racional y sustentable del recurso.

Informes: villanueva.jose@inifap.gob.mx

Melgoza C., A., M. Royo M. y S. Sierra T. 2004. Manual de plantas con potencial ornamental. Folleto Técnico No. 13. Campo Experimental Campana-Madera, CIRNOC, INIFAP. Chihuahua, Chih. México. 54 p.



La flora de Chihuahua ofrece gran potencial para varios tipos de aprovechamiento, el ornamental entre ellos. Con las especies nativas apropiadas se reducen problemas como la provisión de agua, además de que se pueden crear localmente nuevos sistemas de producción. El presente trabajo es el resultado de un proyecto botánico del estado de Chihuahua; las plantas aquí incluidas fueron observadas en recorridos de campo en áreas de pastizal y matorral, principalmente. Se hace una breve descripción de cada una de ellas y se puntualiza su distribución y características ornamentales. El manual tiene como objetivo fomentar el uso de las plantas nativas como ornamentales y servir como fuente de información para promover la diversificación y explotación de los recursos vegetales de manera sostenible. Los términos técnicos y sus definiciones se incluyen al final en un glosario. Para cada taxón se integra información sobre los tipos de suelo, vegetación, altitud de los sitios donde se desarrolla, así como su distribución estatal o regional y abundancia local.

Informes: royo.mario@inifap.gob.mx

Acosta M., M., F. Carrillo A. y O. Magaña T. 2007. Aplicación práctica de una guía de densidad en rodales naturales y plantaciones forestales del estado de Hidalgo. Folleto Técnico No. 7. Campo Experimental Pachuca, CIRCE, INIFAP. Pachuca, Hgo. México. 22 p.



Los silvicultores coinciden en que la interacción entre los árboles de diferentes especies conduce eventualmente a que unos individuos generen ventajas y dominancia sobre otros. La competencia interespecífica implica que sus integrantes pueden impedir, modificar o detener el crecimiento de otros e inclusive causarles la muerte. Tal alteración tiene efectos en el manejo del rodal. Por tal motivo, para realizar su manejo apropiado, es de vital importancia el estudio de los efectos de la competencia, así como la forma en que estos puedan ser minimizados. Las guías de densidad son herramientas de gran utilidad para apoyar el proceso de toma de decisiones, encaminadas a hacer más eficiente la productividad del suelo de los rodales incorporados a los programas de manejo sustentable. Se recomienda generar guías de densidad para las especies de mayor importancia comercial, de preferencia, por cada unidad de aprovechamiento.

Informes: inifap_hgo@prodigy.net.mx

Martínez B., U. y D. Castillo Q. 2007. Identificación de sitios para plantaciones de Cortadillo *Nolina cespitifera* Trel. en el sureste de Coahuila. Folleto Técnico No. 34. Campo Experimental Saltillo, CIRNE, INIFAP. Saltillo, Coah. México. 38 p. ISBN: 978-970-43-0256-6



El aprovechamiento de especies vegetales de zonas áridas y semiáridas ha sido excesivo e inadecuado, a tal grado que sus poblaciones naturales han disminuido, lo que ha provocado el deterioro de los ecosistemas y la escasez de productos que son de gran importancia en la economía rural. Por lo anterior, se requiere conocer los factores agro-ecológicos relacionados con el buen potencial productivo de cada uno de los taxa, para ubicarlos en otros sitios con las mismas características ecológicas y lograr mayores ventajas para su desarrollo y uso de manera más intensiva y rentable. Para los productores de la región del sureste de Coahuila el Cortadillo (*Nolina cespitifera* Trel.) es un recurso no maderable del que se obtiene la fibra dura que se utiliza como materia prima para la elaboración de diversos productos como escobas y cepillos, entre otros; por lo tanto, es muy trascendente su propagación.

Informes: lara.gustavo@inifap.gob.mx

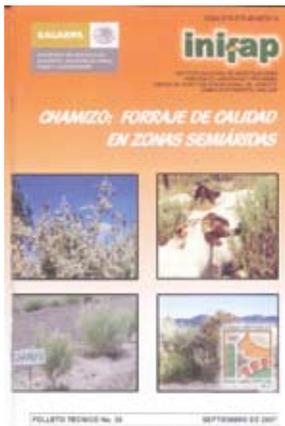
Loredo O., C., S. Beltrán L., F. Moreno S. y M. Casiano D. 2007. Predicción de riesgo a la erosión hídrica a nivel microcuenca. Folleto Técnico No. 29. Campo Experimental San Luis, CIRNE, INIFAP. San Luis Potosí, SLP. México. 66 p. ISBN: 978-970-43-0273-3



En las últimas décadas los problemas de erosión se han incrementado considerablemente como resultado del manejo inadecuado del suelo y de la vegetación; de tal manera que 81% del territorio nacional presenta este problema, desde leve a muy severo. En apoyo al Programa Estatal del Microcuencas, el INIFAP desarrolló proyectos de investigación mediante los cuales estimó el riesgo de erosión hídrica en 52 microcuencas de San Luis Potosí, para ello se utilizó como herramienta a los Sistemas de Información Geográfica. El objetivo de esta publicación es dar a conocer de forma general los aspectos básicos sobre los factores que intervienen en el proceso de erosión, así como la aplicación de un modelo para estimar el riesgo de tipo hídrico y la proyección de acciones para su restauración y manejo. Lo anterior es relevante para los técnicos que asesoran a los productores para que puedan interpretar la información que ha generado el INIFAP mediante mapas de riesgo de erosión.

Informes: loredo.catarina@inifap.gob.mx

Urrutia M., J., S. Beltrán L., C. Loredó O., M. Díaz G. y H. Gámez V. 2007. Chamizo: Forraje de calidad en zonas semiáridas. Folleto Técnico No. 30. Campo Experimental San Luis, CIRNE, INIFAP. San Luis Potosí, SLP. México. 40 p. ISBN: 978-970-43-0231-3



Las regiones áridas y semiáridas de San Luis Potosí poseen grandes extensiones de agostadero. El sistema de producción es extensivo, principalmente, donde la generación de forraje es estacional; esto ocasiona una alimentación deficiente del rebaño, cuyo cuadro nutricional se agrava en los periodos de sequía. Aquí las arbustivas forrajeras constituyen una opción para mejorar la nutrición de los animales durante la época crítica, pues algunas como el chamizo (*Atriplex canescens* (Pursh) Nutt.) permanecen verdes y reúnen un valor nutritivo alto durante todo el año. Contar con plantas de esta especie, ya sea formando parte de la vegetación del agostadero o conformando plantaciones de alta densidad, ayudará a mejorar al ganado. El objetivo de la publicación es proporcionar información relevante del chamizo, como caracterización, distribución geográfica, potencial de producción, calidad nutricional y formas de establecimiento y aprovechamiento en la región semiárida de San Luis Potosí, información que puede ser extrapolada a otros ambientes similares de la República Mexicana.

Informes: urrutia.jorge@inifap.gob.mx

Arredondo G., A. y F. Sánchez B. 2007. Guía técnica para la protección y rescate de cactáceas por eventos de perturbación. Folleto Técnico No. 31. Campo Experimental San Luis, CIRNE, INIFAP. San Luis Potosí, SLP. México. 36 p. ISBN: 978-970-43-0257-3



Es una preocupación del Estado y de la sociedad, el cumplimiento adecuado de la normatividad ambiental en el rescate o reintroducción de plantas afectadas por el desarrollo humano, principalmente por las actividades de extracción de materiales geológicos que inciden en un impacto directo y permanente de la biodiversidad, sin menoscabo de actividades económicas o productivas. El rescate y protección de las cactáceas tiene como objetivo final propiciar y asegurar la continuidad de la evolución de los ecosistemas ambientales y la biodiversidad de las especies; lo anterior redundará en una menor pérdida de la flora y fauna y preservación del ambiente. Los autores de esta guía proporcionan información básica para las Manifestaciones de Impacto Ambiental (MIA) y los Estudios Técnico Justificativos (ETJ) como términos o condiciones para obtener las autorizaciones forestales y resolutivos en materia de impacto ambiental sobre el cambio de uso de suelo de terrenos forestales, así como una referencia técnica para el rescate y manejo de cactáceas que serán sometidas a eventos de disturbio.

Informes: arredondo.alberto@inifap.gob.mx

Arredondo G., A., A. Rocha R. y J. Flores R. 2007. Rompimiento de latencia en semillas de cinco especies de cactáceas del desierto Chihuahuense. Folleto Técnico No. 32. Campo Experimental San Luis, CIRNE, INIFAP. San Luis Potosí, SLP. México. 19 p. ISBN: 978-970-43-0275-7



México es el centro de concentración más importante de cactáceas, pues reúne 563 especies; 197 de ellas están amenazadas y la mayor parte pertenecen a la región del sureste del Desierto Chihuahuense. En su hábitat natural han sido sujetas a presiones antrópicas: construcción de carreteras, cambio de uso de suelo, sobrepastoreo y colecta indiscriminada para el comercio; por esto último, se les observa con frecuencia en mercados nacionales e internacionales. Muchas especies están incluidas en listados de la legislación mexicana y extranjera, como los de la Unión Internacional para la Conservación de los Recursos Naturales y el Convenio Internacional de Comercio de Especies de Flora y Fauna Silvestres. El interés mercantil que han despertado las cactáceas ha ejercido una presión de alto riesgo para su existencia, en particular para las catalogadas como raras o amenazadas, al ser sustraídas de forma ilegal de su entorno natural. Por ello, su propagación artificial debe desarrollarse como una alternativa de conservación; sin embargo, su producción en vivero se ve limitada por la latencia de algunas especies. En este trabajo se evaluó la germinación de cinco taxa del Desierto Chihuahuense, que consideró la detección de latencia de sus semillas y el método para romperla.

Informes: arredondo.alberto@inifap.gob.mx

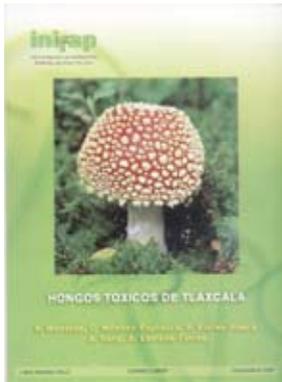
Arredondo G., A. 2007. El sistema producto cactáceas en San Luis Potosí. Folleto para Productores No. 46. Campo Experimental San Luis, CIRNE, INIFAP. San Luis Potosí, SLP. México. 17 p. ISBN: 978-970-43-0284-9



La cadena o sistema producto Cactáceas, como un nuevo sistema u opción productiva, requiere de todo un esquema para su desarrollo. Para la producción controlada de estas plantas es necesario realizar trámites ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), después de que el interesado demuestra una serie de requisitos como la solicitud de registro de alta de UMA, el plan de manejo, la disponibilidad de infraestructura, la fuente de obtención de especies para propagar o para comercializar. En este documento se describe el procedimiento.

Informes: arredondo.alberto@inifap.gob.mx

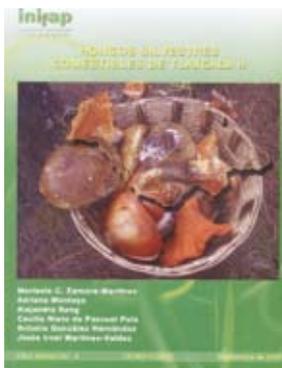
Montoya A., C. Méndez E., R. Flores R., A. Kong. y A. Estrada T. 2007. Hongos tóxicos de Tlaxcala. Libro Técnico No. 2. CENID-COMEF, INIFAP. México, D. F. México. 96 p. ISBN: 978-970-43-0225-2



Así como los hongos ornamentan los suelos de los bosques y se asocian con un paisaje mágico, también se les identifica con productos nocivos que causan la muerte, y por lo tanto, su peligrosidad ha sido generalizada y exagerada. La única forma de romper esos mitos es estudiar a tan diverso y fabuloso grupo de organismos, que por su complejidad y originalidad, han sido ya clasificados como un Reino aparte. Ante la responsabilidad social que supone el conocimiento científico, la guía intitulada Hongos Tóxicos de Tlaxcala da a conocer 16 especies tóxicas, con el fin de proteger a los consumidores de riesgos potenciales a la salud. La investigación fue realizada atendiendo a los criterios formales de acopio de documentación, trabajo de campo y de laboratorio, de modo que cada una de las especies presentadas fue cuidadosamente estudiada y cuenta con el respaldo de colecciones de herbario que aseguran la confiabilidad de los datos que aquí se registran. Se describe la morfología general del hongo y se presentan fotografías y su caracterización en términos sencillos. Incluye un glosario de términos micológicos y médicos para facilitar su interpretación.

Informes: zamora.marisela@inifap.gob.mx

Zamora-Martínez, M.C., M., A. Montoya., A. Kong., C. Nieto de Pascual P., A. González H. e I. J. Martínez-Valdés. 2007. Hongos silvestres comestibles de Tlaxcala II. Libro Técnico No. 3. CENID-COMEF, INIFAP, UAT. México, D. F. México. 76 p. ISBN: 978-970-43-0226-9



Los hongos silvestres comestibles son una alternativa de ingresos para los habitantes de las zonas boscosas y los estudios ecológicos y de producción proporcionan información básica para su manejo sustentable. El estado de Tlaxcala tiene una superficie de 51,709 ha de bosques templados y cuenta con una tradición micológica desde la época prehispánica. La única vía para el manejo eficiente de estos organismos es conocerlos y con ello propiciar su preservación, por lo que es importante evaluar su potencial productivo. Un grupo de investigadores del INIFAP llevó a cabo el monitoreo de la producción natural de hongos silvestres comestibles en un bosque de pino, mediante el cual se identificaron 37 taxa y se presenta la información de las mismas mediante fichas que incluyen una fotografía y mapa con su distribución municipal. Este catálogo da continuidad a una primera descripción de 13 especies de hongos realizada años atrás.

Informes: zamora.marisela@inifap.gob.mx



Módulo de exposición y venta de la Revista Ciencia Forestal en México en la 7a. Expo Forestal México Siglo XXI, que se llevó a cabo en el Centro Banamex de la Ciudad de México del 24 al 26 de septiembre de 2009.



Módulo de exposición y venta de la Revista Ciencia Forestal en México en la 7a. Expo Forestal México Siglo XXI, que se llevó a cabo en el Centro Banamex de la Ciudad de México del 24 al 26 de septiembre de 2009.

El pago de suscripciones se realizará por medio de un depósito a nombre del **INIFAP/CENID-COMEF**, en la cuenta **No. 0568286175, Clabe 072 180 00568286175 6**, del Grupo Financiero BANORTE, Sucursal No. 2037. En el caso de suscripciones internacionales, la Clave SWIFTT correspondiente es: MENOMXMT. Se deberá enviar copia del depósito por fax o correo electrónico. Si el pago es con cheque, se requiere expedirlo a nombre del **INIFAP/CENID-COMEF**.

Precios de suscripción (incluye envío)			
Nacional:	\$	300.00	Institucional
	\$	150.00	Individual
Extranjero:	\$	90.00	USD Institucional/Institutions
	\$	45.00	USD Individual/Individuals

Toda correspondencia relacionada con la revista, favor de dirigirla a:

Director de la Revista
Ciencia Forestal en México
Av. Progreso No. 5
Barrio de Santa Catarina
Delegación Coyoacán
C.P. 04010 México, D. F.
México.
Correo-e: ciencia.forestal@inifap.gob.mx
Teléfono y Fax: (+52-55) 3626-8697
Conmutador: (+52-55) 3626-8700 ext. 112

Gracias al apoyo económico otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), a través de la Dirección Adjunta de Desarrollo Científico y Académico, fue posible la impresión del presente número, en virtud de que se encuentra dentro del Índice de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica.

La Revista ***Ciencia Forestal en México***, Vol. 34, Núm. 106, se terminó de imprimir en el mes de diciembre de 2009, en la empresa Graphx, S. A. de C. V. Tacuba No. 40-205 Col. Centro, Delegación Cuauhtémoc, C. P. 06010 México, D. F.

Elaboración de originales: Margarita Muñoz Morgado
 Formación, fotomecánica, impresión, encuadernación y terminado:
 Graphx, S. A. de C. V.

Tiraje: 1,000 ejemplares.