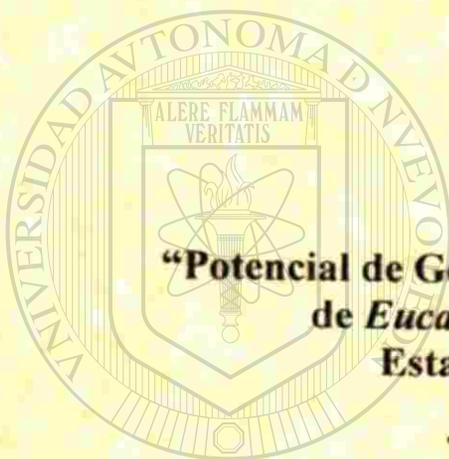


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES  
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO**



**“Potencial de Germinación del Banco de Germoplasma  
de *Eucalyptus* spp., en Plantaciones del  
Estado de Michoacán, México”**

**TESIS DE MAESTRÍA**

---

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO  
DE MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

**DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS  
PRESENTA**

**BIOL. BENJAMÍN VILLA CASTILLO**

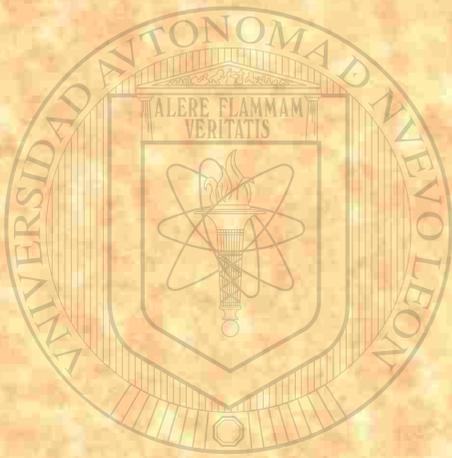
**Linares Nuevo León. México**

**Febrero de 2001**





1020145967



# UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**

**SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO**



**"Potencial de Germinación del Banco de Germoplasma  
de *Eucalyptus* spp., en Plantaciones del  
Estado de Michoacán, México"**

**TESIS DE MAESTRÍA**

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO  
DE MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

**PRESENTA**

**BIOL. BENJAMÍN VILLA CASTILLO**

**Linares, Nuevo León, México**

**Febrero de 2001.**

*m*

0150 - 02560

TH  
Z5991  
FOF  
2001  
V5



# UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



FONDO  
TESIS

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES  
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO**

**"Potencial de Germinación del Banco de Germoplasma  
de *Eucalyptus* spp., en Plantaciones del  
Estado de Michoacán, México"**

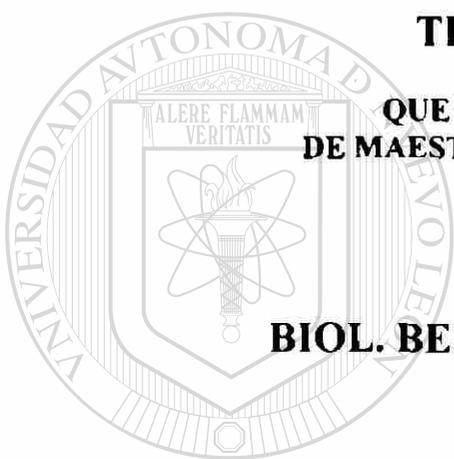
**TESIS DE MAESTRÍA**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO  
DE MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

**PRESENTA:**

**BIOL. BENJAMÍN VILLA CASTILLO**

**COMITÉ DE TESIS**



**UANL**

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS**

**DR. ENRIQUE JURADO YBARRA  
PRESIDENTE**

**Msc. MARISELA PANDO MORENO  
SECRETARIA**

**DR. HORACIO VILLALÓN MENDOZA  
VOCAL**

**Linares, Nuevo León, México**

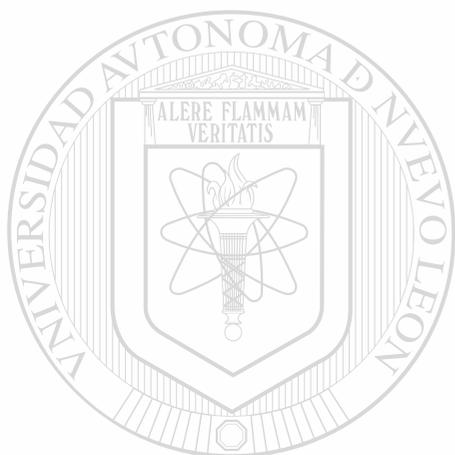
**Febrero de 2001.**

**Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Maestro en Ciencias Forestales. Donde se utiliza información de otros autores dando los créditos correspondientes.**



**Biol. Benjamin Milla Castillo.**

**Febrero de 2001.**



# UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

**“TEMAMOS A LA HISTORIA, QUE  
HA DE PRESENTAR AL MUNDO, EL  
CUADRO DE NUESTRAS ACCIONES”**

**José María Morelos y Pavón**



**“LOS PROGRAMAS DE REFORESTACIÓN  
DEBEN SER UN MEDIO, PARA CONSERVAR**

---

**Y RECUPERAR LOS ECOSISTEMAS FORESTALES**

**NATIVOS DE CADA REGIÓN DEL MUNDO, CON  
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS  
UNA AMPLIA CONVICCIÓN DE BENEFICIO SOCIAL”**

**El Autor**

## RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo y las facilidades para obtener una beca-crédito y así poder realizar estudios de Maestría.

Al Centro de Investigación y Desarrollo del Estado de Michoacán (CIDEM), por darme la oportunidad de satisfacer mis inquietudes científicas, al otorgarme un salario-beca y tiempo completo, para realizar la Maestría en Ciencias Forestales.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (U.A.N.L.), y a su personal por permitirme estudiar el postgrado que ofrece.

Al Dr. Enrique Jurado Ybarra, director de tesis de la presente investigación, mi más sincero reconocimiento y agradecimiento por su invaluable amistad, confianza, consejos y atinada asesoría de esta investigación.

A la Msc. Marisela Pando Moreno y Dr. Horacio Villalón Mendoza, co-asesores del presente trabajo científico, por sus valiosas sugerencias durante la revisión del escrito, prontitud y confianza en nuestra amistad.

A todos mis compañeros y amigos por tantos momentos bonitos e inolvidables; así como su comprensión y apoyo en aquellos difíciles. Mi profundo agradecimiento a mis amigos que participaron en todo momento en el desarrollo de mi investigación: Ing. Carlos A. Muñoz, M.V.Z. Pedro Cerda, Ing. Javier Corral, M.C. David Castillo y Biol. Ernesto Moreno.

A mis padres José y Ma. Laura del Socorro, así como a mis hermanos Victor, Jaime, Raúl, Ana Laura, José y sus familias, por su invaluable apoyo en la formación de mi profesión. También, a mi futura esposa Graciela, por su amor y confianza en mis proyectos profesionales.

A todos aquellos quienes con excelencia, decisión y responsabilidad buscan engrandecer aún más a México.

## TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE CUADROS Y FIGURAS.....	i
RESUMEN.....	ii
ABSTRACT.....	iv
1. INTRODUCCIÓN.....	2
2. ANTECEDENTES.....	5
2.1. Germinación y establecimiento de <i>Eucalyptus</i> spp.....	5
2.2. Dispersión y remoción de semillas de <i>Eucalyptus</i> spp.....	9
2.3. Invasión de <i>Eucalyptus</i> spp.....	11
3. HIPÓTESIS.....	14
4. OBJETIVOS.....	15
5. MATERIAL Y METODOLOGÍA.....	16
5.1. Descripción del área de estudio.....	16
5.2. Método de campo.....	19
5.3. Método de laboratorio.....	21
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	24
6.1. Estimación de la densidad de semillas y sombra de dispersión.....	24
6.2. Evaluación del potencial de germinación mediante la prueba de viabilidad.....	30
6.3. Evaluación del potencial de germinación mediante la prueba de germinación.....	32
7. CONCLUSIONES.....	36
8. LITERATURA CITADA.....	37

## LISTA DE CUADROS Y FIGURAS

Cuadro 1. Comparación del número de semillas de <i>Eucalyptus</i> spp./m <sup>2</sup> de suelo en respuesta a las 10 distancias de muestreo.....	25
Figura 1. Localización de las plantaciones de estudio.....	18
Figura 2. Diagrama esquemático del método de campo.....	20
Figura 3. Densidad promedio de semillas de <i>Eucalyptus</i> spp., en plantaciones del estado de Michoacán.....	26
Figura 4. Porcentaje de viabilidad de semillas de <i>Eucalyptus</i> spp., en plantaciones del estado de Michoacán.....	30
Figura 5. Porcentaje de germinación de semillas total y de las viables de <i>Eucalyptus</i> spp., en plantaciones del estado de Michoacán.....	32

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

## RESUMEN

Las especies de *Eucalyptus* han sido ampliamente utilizadas en los programas de reforestación y plantaciones comerciales en México. Algunos investigadores han reportado una serie de alteraciones ecológicas de los recursos naturales nativos de diferentes áreas del mundo, como resultado de su introducción y uso intensivo; así como por su naturalización e invasión (alto consumo de agua y nutrientes, erosión, efectos alelopáticos y pérdida de diversidad biológica).

Ya que en México y especialmente en el estado de Michoacán, las plantaciones de *Eucalyptus* ocupan extensas superficies, resultó de interés el estudio del potencial de germinación de su banco de germoplasma; para inferir sobre el riesgo de éxito reproductivo, de naturalizaciones e invasiones hacia los tipos de vegetación nativa adyacentes.

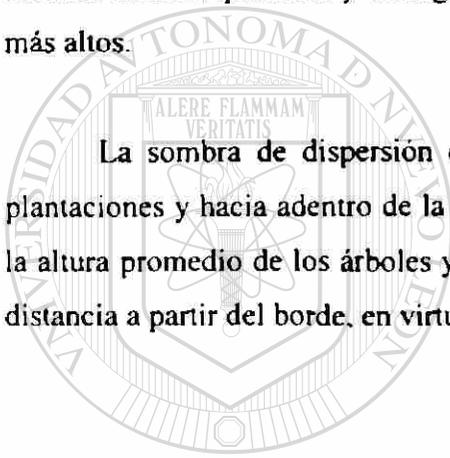
Se estimó, la densidad de semillas en el suelo bajo las plantaciones de *Eucalyptus* spp., la sombra de dispersión de semillas a través de semillas en el suelo y se evaluó el potencial de germinación de semillas en el suelo mediante pruebas de viabilidad y germinación. Se seleccionaron 5 plantaciones de *Eucalyptus* spp. de 25 años de edad colindantes con plantaciones de *Pinus* spp. Se utilizó un sistema de muestreo de transecto con parcelas cada 20 m, de 30 x 30 cm y 3 cm de profundidad.

Para la extracción de las semillas del suelo se empleó la combinación de varios métodos de separación de semillas en el suelo: secado, imbibición en agua, dispersión química de agregados con hexametáfosfato de sodio, flotación con cloruro de calcio, cribado en húmedo y separación manual en seco. Para evaluar el potencial de germinación, se usó la prueba de viabilidad utilizando rayos X con placas negativo de fotografía. La prueba de germinación se hizo bajo condiciones de laboratorio utilizando una germinadora.

En las plantaciones aquí estudiadas se encontraron semillas de *Eucalyptus* spp. con una densidad de 33 semillas/m<sup>2</sup> como mínimo a 53975 semillas/m<sup>2</sup> como máximo, bajo, alrededor de las plantaciones y dentro de las plantaciones de *Pinus* spp. Los porcentajes de viabilidad (3.46 %), germinación del total de semillas (0.45 %) y germinación de semillas viables (13.16 %) fueron considerados altos, en virtud de los bajos porcentajes de semillas viables producidas por especies de este género y su posterior deterioro al permanecer en suelo.

La densidad de semillas en el suelo fue variable, con relación a la distancia en la plantación, por lo variable de la floración de *Eucalyptus* spp., así como por la posible acción de factores físicos, químicos y biológicos. El borde de las plantaciones tuvo los valores de densidad más altos.

La sombra de dispersión de las semillas, fue de 60 metros a partir del borde de las plantaciones y hacia adentro de la plantación de *Pinus* spp. Su influencia es de entre 3 a 4 veces la altura promedio de los árboles y la cantidad de semillas declina rápidamente al incrementar la distancia a partir del borde, en virtud de la relativamente alta densidad de plantación.



UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

## ABSTRACT

*Eucalyptus* spp. have been widely used in reforestation programs and commercial plantations in Mexico. Some scientists have reported ecological alterations of the native natural resources from different areas of the world, as a result of their introduction, intensive use, as well as because of *Eucalyptus* spp. Introduction, naturalization and invasion (high consumption of water and nutrients, erosion, allelopathic effects and loss of biological diversity).

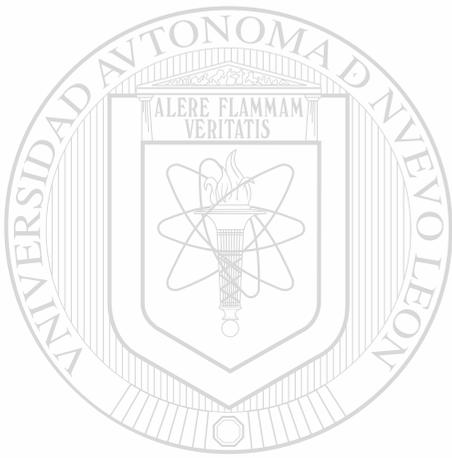
Since Mexico and in particular in the State of Michoacán, *Eucalyptus* plantations have extensive areas, the study of the germination potential of their seedbank is interesting in order to infer the risk of reproductive success, naturalizations and invasions towards adjacent native vegetation.

Density of seeds in the soil under *Eucalyptus* spp. was estimated as well as the dispersion shadow of seeds through seeds in the soil. Germination potential of the seeds in the soil was evaluated through viability and germination tests. Five plantations of about 25 years old were selected, being *Eucalyptus* spp. next to *Pinus* spp. plantations. A transect sample system was established with sample plots every 20 m of 30 X 30 cm X 3 cm depth. Seeds were extracted by a combination of several techniques: drying, imbibing, chemical dispersion of aggregates using sodium hexametaphosphate, flotating using calcium chloride, wet sieving and manual separation. Germination potential was evaluated using X rays viability test with negative plaques of photography and germination tests were done under lab conditions using a germination chamber.

*Eucalyptus* seeds were found under and around the plantations as well as under *Pinus* spp. plantations, with a density varying from 33 seeds/m<sup>2</sup> to 53975 seeds/m<sup>2</sup>. Percentages of viability (3.46 %), total seed germination (0.45 %) and viable seed germination (13.16 %) were considered high, due to the low percentage of viable seeds produced by species of this genus and their subsequent deterioration in the soil.

Density of seed was variable in relation to plantation distance because variable flowering of *Eucalyptus* spp., as well as the action of physical, chemical and biological factors.

Dispersion shadow of seeds was 60 m from plantations border towards *Pinus* spp. plantations. Its influence is between 3 to 4 times the tree mean height. Seed density decrease rapidly as a result of the distance from the border due to the relatively high plantation density.



# UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

## 1. INTRODUCCIÓN

En México, desde el año de 1906 se introdujeron cerca de 400 especies vegetales con la intención de revegetar zonas desmontadas principalmente por actividades antropogénicas. Entre las más importantes por su cantidad destacan varias de los géneros *Eucalyptus*, *Acacia* y *Tamarix* (Cuevas y Yañez, 1985). A partir del citado año, y de manera más intensa desde el año de 1960, las autoridades federales y estatales responsables de los programas de reforestación, al igual que algunas compañías forestales privadas han fomentado la utilización de especies introducidas, en particular las del género *Eucalyptus* (Moncayo, 1978), ya que son capaces de crecer fuera de sus áreas de distribución natural. Los eucaliptos tienen baja presión de fitófagos, su crecimiento es más rápido que las especies nativas y están adaptados para desarrollarse exitosamente bajo ambientes diversos (Mangieri y Dimitri, 1992 y Davidson, 1993, in FAO, 1995).

A nivel mundial, pero sobre todo en países en vías de desarrollo, ha ocurrido el mismo proceso de introducción y utilización de especies, a tal grado que las plantaciones a gran escala de eucaliptos sobre bosques naturales deforestados ocupan al menos 13,411,088 ha. México contribuye con alrededor de 38,000 ha (Davidson, 1993, in FAO, 1995).

No obstante su importancia económica en la producción de pulpa para papel, madera para muebles, postes, leña y extracción de aceites esenciales. (Montoya, 1995) y como componente arbóreo para muchas naciones, múltiples investigadores han reportado una serie de alteraciones ecológicas de los recursos naturales nativos de varias áreas del mundo, como consecuencia de la

introducción y uso intensivo de especies del género *Eucalyptus*. Las más citadas a nivel de ecosistemas se relacionan con la disminución de la infiltración del agua y recarga de acuíferos, alto consumo de agua y nutrientes, erosión del suelo, efectos alelopáticos, cambios microclimáticos y pérdida de diversidad biológica (Del Moral y Muller, 1969,1970; Rice, 1984; May y Ash, 1990; Bargali, *et al.*, 1993; Villa, 1995; Espinosa-García, 1996 y Willis, 1998).

Algunas especies de árboles introducidos por actividades forestales y agroforestales causan problemas mayores como invasores de ecosistemas naturales y semi-naturales, al tener éxito reproductivo en su nuevo hábitat. Los géneros *Pinus* y *Eucalyptus* se consideran invasores potenciales de ecosistemas (Richardson, 1998).

Las especies de *Eucalyptus* más plantadas en el mundo (*E. globulus*, *E. camaldulensis*, *E. tereticornis*, *E. grandis*, *E. urophylla*, *E. degluptan*), han sido reportadas como capaces de naturalizarse y reclutar plántulas bajo ciertas condiciones bajo sus propias copas, o bien ser invasores, es decir que nuevos individuos se establecen en la vegetación natural aledaña a las plantaciones a una distancia de hasta 100 m de los árboles padres. En *Eucalyptus* el riesgo es acentuado por la frecuente producción de grandes cantidades de semillas pequeñas, fácilmente dispersables y la pronta maduración de ellas (Richardson *et al.*, 1994, *in* Richardson, 1998).

La invasión de estas especies y otras de diferentes géneros han sido estudiadas y se ha concluido que además de las alteraciones provocadas por el establecimiento de plantaciones, se presentan otros efectos a nivel de ecosistemas, comunidades y poblaciones. Por ejemplo, se citan

alteraciones de los rangos de sedimentación, elevación y canales hidricos del suelo, rangos de mineralización e inmovilización de los ciclos biogeoquímicos, composición y estructura vegetal, reclutamiento de las especies introducidas y competencia por recursos como agua, luz, nutrientes o espacio (Rajmáněk y Richardson, 1996; Gordon, 1998 y Richardson, 1998).

Ya que México posee extensiones plantadas con especies del género *Eucalyptus*, y éstas presentan una tendencia hacia su incremento por fuertes intereses económicos, resulta de interés el estudio de su potencial de germinación. Así se podría inferir sobre el latente riesgo de éxito reproductivo, de narturalizaciones e invasiones de *Eucalyptus* hacia los tipos de vegetación nativa adyacentes a ellos, ya que es conocido que estas especies se establecen en eventos de frecuencias medidas en décadas (incendios, sequías y/o inundaciones) (Cochrane, 1968; Dexter, 1967 y Mount, 1967), mismos que pueden ocurrir considerando los cambios climáticos globales (Hughes, 2000).

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1. Germinación y establecimiento de *Eucalyptus* spp.

Existen múltiples estudios tanto de laboratorio como de campo, sobre la germinación de diferentes especies de *Eucalyptus*. Dentro de los factores ecológicos que la regulan más citados en la literatura se tienen la cantidad y calidad de luz (Clifford, 1953; Grose y Zimmer, 1957, 1958; Ashton, 1959 y Bell, *et al.*, 1999); temperatura del suelo y hongos (Cunningham, 1960); pH del suelo (Lacey y Line, 1994); compactación del suelo (Misra y Gibbons, 1996); tamaño de las partículas del suelo (Hendronomo, 1996); inundaciones y sequías (Cochrane, 1968 y Dexter, 1967) e incendios (Mount, 1967).

La mortalidad de semillas y falta de germinación se encuentra relacionada con la deficiencia de agua edáfica y atmosférica, potencial osmótico, patógenos, temperatura, luz, forrajeo, competencia con la vegetación, daños por heladas, disturbios en la condición del suelo y banco de germoplasma, escarificación, micorrización, fertilización y alelopatía (Cunningham, 1960; Banks, 1968; Zohar, *et al.*, 1975; Bowman y Kirkpatrick, 1986; Gibson y Bachelard, 1986; Stoneman, 1994 y Stoneman, *et al.*, 1994).

Con relación a los efectos del fuego en la regeneración natural de *Eucalyptus* en Australia, como *E. regnans*, Ashton y Willis (1982) concluyen que los cambios en la microflora como consecuencia de los incendios, son factores de importancia para el éxito de dicha regeneración.

Por su parte Setterfield (1997), concluye que la intensidad del fuego puede ser un factor determinante en la fecundidad y sobrevivencia de óvulos de *E. miniata* y *E. tetradonta* en el Norte de Australia. Además que los sitios con regímenes de fuego tempranos y tardíos reducen sustancialmente la producción de semillas, en comparación con aquellos no incendiados.

Bowman, *et al.* (1988), concluyen que las comunidades de *Eucalyptus* del territorio del Norte de Australia han tenido una suficiente y larga historia de temporadas secas de incendios, por lo que los patrones de vegetación están primariamente determinados por factores edáficos.

Facelli y Kerrigan (1996), afirman que el material vegetal que cubre el suelo (hojas y trozos de corteza), sin quemar o quemado, afecta considerablemente la germinación y establecimiento de *E. obliqua*. Las hojas y corteza de *Eucalyptus* incrementa la emergencia de plántulas, si las semillas se localizan debajo de ellas. Sin embargo las hojas reducen tal emergencia, si las semillas se encuentran por encima de ellas.

Reyes y Casal (1998) señalan que bajo condiciones de laboratorio existe un efecto inhibitorio completo en el porcentaje de germinación de *E. globulus* con relación a la cantidad de cenizas, producto de incendios.

Cremer (1965) estipula que la disponibilidad de semillas del banco de germoplasma de *E. regnans* en Tasmania, Australia, después del fuego, es generalmente efectiva para producir la regeneración de la especie.

En el caso de *Eucalyptus incrassata* en la zona semiárida del Sureste Australiano, Wellington y Noble (1985a) señalan que la germinación y establecimiento no es común aun después de incendios y sugieren que este fenómeno puede resultar a partir de la coincidencia frecuente de incendios y años favorables. El reclutamiento esta ampliamente espaciado en tiempo. En estudio posterior Wellington y Noble (1985b), afirman que el bajo reclutamiento de *E. incrassata* fue debido a la baja disponibilidad de semillas viables y la imposibilidad de las plántulas para sobrevivir. Con lo anterior se sugiere que los efectos del fuego en factores ambientales modificados son cruciales para su reclutamiento.

En plantaciones de *Eucalyptus* spp. en Uruguay, Bettuccii y Alonso (1995), reportan germinación después de 2 a 3 meses de presentarse un incendio, donde el factor estimulante pudo haber sido la lluvia.

Por otra parte Battaglia y Reid (1993), afirman que las pequeñas variaciones en la condición del suelo, a una escala de decenas de centímetros, marcadamente pueden afectar la germinación y establecimiento de *E. delegatensis*. Tales variaciones pueden ser de humedad y protección, por lo que se estipula que micrositos favorables para la germinación de las semillas, no necesariamente son sitios favorables para la sobrevivencia de las plántulas. Pero las diferencias en los porcentajes de germinación no solo se puede relacionar por las microvariaciones de terreno, sino también por aquellas macrovariaciones dadas por las provincias geográficas presentes en el área de distribución de la especie (Battaglia, 1993).

Se encuentra un número considerable de trabajos a nivel mundial que señalan a la alelopatía de especies de *Eucalyptus*, como uno de los mecanismos ecofisiológicos más importantes de autoinhibición de la germinación. Dichos trabajos están ampliamente reportados en la "Revisión sobre Alelopatía de *Eucalyptus* L'Herit" de Espinosa-Garcia (1996) y "Allelopathy in *Eucalyptus*: Australian Studies" de Willis (1998).

Bulinski y McArthur (1996), afirman que la herbivoría de algunos mamíferos tales como wallabies y conejos europeos es la causa de daños considerables en la producción de semillas y crecimiento de plántulas de *E. nitens*, durante el primer año de desarrollo. Andersen (1987, 1988) relaciona el ataque de insectos sobre *E. baxteri*, con la reducción en el número de semillas por fruto y bajos porcentajes de viabilidad en ausencia de incendios. Cunningham (1960), concluye que un alto porcentaje de semillas de *E. regnans* son tomadas por insectos reduciéndose la potencialidad de regeneración natural de dicha especie, mientras que Eldrige (1963) concluye que las abejas europeas no tienen efecto negativo en la producción de semillas de *E. regnans*.

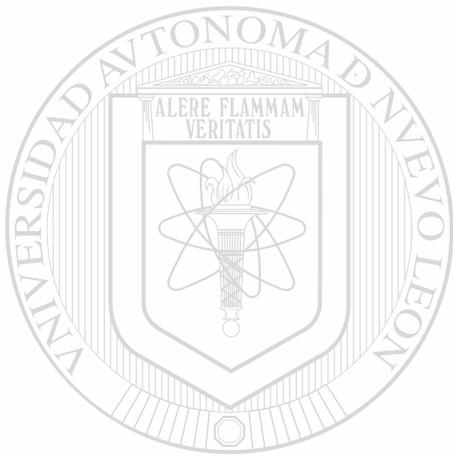
## 2.2. Dispersión y remoción de semillas de *Eucalyptus* spp.

Los factores que influyen la dispersión de las semillas (distancia y tipo de movimiento) son tanto abióticos como bióticos. Dentro de los abióticos se tiene a la morfología de la semilla, los atributos de la superficie del terreno y la naturaleza de las fuerzas físicas. Los factores bióticos tales como los animales, mueven las semillas a nuevos sitios de manera pasiva a través de la superficie del cuerpo o por ingestión, así como de manera activa tras el consumo de frutas y almacenamiento de semillas. Los animales también influyen en el movimiento de las semillas por medio de las actividades de excavación (Chambers y MacMahon, 1994).

Wallace y Trueman (1995), señalan que aunque las hormigas son el único grupo de invertebrados identificados como dispersores significativos de semillas de *Eucalyptus* spp. reportan la dispersión de semillas de *E. torelliana* por parte de la abeja *trigona carbonaria*. Los frutos de *E. torelliana* producen resina la cual es colectada por las abejas, en donde las semillas se encuentran adheridas y son transportadas hasta el panal. Las abejas las remueven del panal y las descargan fuera de él. De este modo pueden transportarlas viables a una distancia de más de 300 m a partir de los árboles padre, siendo capaces de germinar.

Asthan (1979), afirma que en bosques maduros sin efectos de fuego de *Eucalyptus regnans* en Victoria Central, Australia, la germinación fue muy pobre a pesar de una adecuada producción de semillas y la presencia de condiciones propicias para la germinación en la mayor parte del año. Las semillas fueron removidas de la superficie del suelo por varias especies de

hormigas, siendo más rápida y completa en verano que en invierno; además de que fue más vigorosa en bosques jóvenes que en maduros. Se sugiere que el éxito en la germinación de *E. regnans* después de incendios naturales, no es debido a ningún estímulo específico, sino más bien a la interferencia temporal de hormigas forrajeras y después a la saturación de sus requerimientos alimenticios, por una masiva liberación de semillas de las cápsulas del dosel.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

### 2.3. Invasión de *Eucalyptus* spp.

Uno de los factores más importante en la invasión de ecosistemas por parte de las plantas es su capacidad de dispersión, la fecundidad, la edad de la maduración reproductiva y la frecuencia de incendios (Steven, *et al.*, 1996).

En México, Segura y Martínez-Ramos (1990) analizaron el estado de crecimiento poblacional de *Eucalyptus globulus* en la reserva del "Pedregal de San Angel", ubicada en la ciudad universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., misma que fue establecida hace cuatro décadas. A través de 10 transectos dispuestos alrededor de la reserva se siguió a una población de 1000 individuos de todas las edades. La estructura de población por tamaños diamétricos variables indicó la existencia de un alto potencial regenerativo, como producto de reclutamientos principalmente por retoños vegetativos más que a través de establecimiento de plántulas por semilla. Durante un año, el número de ingresos a la población superó de 3 a 1 el número de muertes, lo que da la pauta para discusiones en el contexto del efecto de esta especie introducida sobre la vegetación nativa.

En Sudáfrica se tiene una lista de 10 especies del género *Eucalyptus* que son invasoras (Tree Seed Central, 1993, *in* Richardson, 1998). Se citan los trabajos de Versfeld, *et al.*, (1986), quienes señalan cambios en la estructura de la vegetación, descomposición de material vegetal, peligro de incendios, cambios en el ciclo de nutrientes y balance energético por plantaciones de *Eucalyptus*, *Pinus*, *Hakea* y *Acacia*, también en Sudáfrica. Otras investigaciones sudafricanas que

estudiaron la invasión de *Eucalyptus* son las de Henderson (1991), concluyendo que existe una dispersión y germinación de semillas espontáneamente a partir de jardines y plantaciones. Además Macdonald, *et al.* (1989); Taylor y Macdonald (1985); Taylor, *et al.* (1985); Hall (1961) y Hammond (1998), destacan la ineficiencia del control de la invasión de *E. lehmannii* y otras especies en la reserva de Cabo de Buena Esperanza, después de 47 años.

En el mismo continente africano se reportan regeneraciones naturales e invasiones del género en cuestión, en países como Uganda (Smith, 1954 y Elliot, 1956) para las especies de *E. saligna* y *E. robusta*; después de quemas o incendios. Y en Marruecos para otras especies que han invadido bosques de *Quercus suber* (Montoya-Oliver, 1987).

Por otra parte, se encuentran los casos en la India reportados por Gowd (1960) para árboles de 17 años de edad de *E. citriodora*; Nyasald (1956) para *E. saligna* y *E. maidenii* sobre suelos erosionados. Bhaskar y Rao (1985) para varias especies de *Eucalyptus*, ocurriendo abundante regeneración natural en las *E. robusta*, *E. tessellaris* y *E. Papuan*; además de Nautiyal, *et al.*, (1994), para *E. camaldulensis* en suelos húmedos arenosos y aluviales (cerca de un canal).

En el continente americano, se tiene que en la década de 1880, el estado de California en los Estados Unidos recibió la primera introducción de *Eucalyptus*, donde *E. globulus* fue objeto de masivas plantaciones con la creencia de que podía absorber los gases nocivos que se suponía eran causantes de la malaria. Sus semillas germinaron en todas partes y llenaron los suelos productivos con sus raíces superficiales (Johnson, 1980).

En la década de 1920, árboles de *Eucalyptus* fueron introducidos en la isla Angel, ubicada en la Bahía de San Francisco, California, E.U.A., para ser usados como barreras rompevientos. Desde esos años hasta la fecha han estado invadiendo el ecosistema de la isla sin control, remplazando especies nativas (Anónimo, 1998). Para el caso del estado estadounidense de Florida, Cavanagh (1997) señala a *E. camaldulensis* como una especie de alto potencial invasor. Cozzo (1964), reporta un excelente crecimiento y regeneración natural de *E. viminalis* y *E. citriodora* en la provincia de Buenos Aires, Argentina.

Existe una lista con al menos 52 especies de *Eucalyptus* invasores provenientes de bases de datos de Australia, Estados Unidos y Sudáfrica (Weed Science Group, Agriculture Western Australia, 2000). Dentro de estas se encuentran de las plantadas en México y presentes en el estado de Michoacán, tales como: *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus*, *E. robusta*, *E. bridgesiana*, *E. resinifera*, *E. viminalis*, *E. tereticornis*, *E. citriodora* y *E. cinerea*. Del mismo modo, en el CSIRO Handbook of Australian Weeds de Lazarides, et al.(1997), se enlista una serie de especies de *Eucalyptus* con potencial invasor. Ejemplo de ellas son: *E. botryoides*, *E. cinerea*, *E. conferruminata*, *E. globoidea*, *E. globulus*, *E. gomphocephala*, *E. largiflorens*, *E. lehmannii*, *E. leucoxyton*, *E. maculata* y *E. microtheca*.

### 3. HIPÓTESIS

1. Existen semillas viables de *Eucalyptus* spp. bajo y alrededor de las plantaciones en el estado de Michoacán.
2. Las semillas de *Eucalyptus* spp. sólo se presentan a una distancia menor de 100 m de las plantaciones en el estado de Michoacán.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

## 4. OBJETIVOS

### 4.1. General

Determinar el actual potencial de germinación del banco de germoplasma de *Eucalyptus* spp. bajo y alrededor de plantaciones del estado de Michoacán.

### 4.2. Particulares

4.2.1. Estimar la densidad de semillas en el suelo bajo plantaciones.

4.2.2. Estimar la sombra de dispersión de semillas a través de semillas en el suelo.

4.2.3. Evaluar el potencial de germinación de semillas en el suelo mediante pruebas de viabilidad y germinación.

## 5. MATERIAL Y METODOLOGÍA

### 5.1. Descripción del área de estudio

En el estado de Michoacán las plantaciones de *Eucalyptus* con fines de reforestación han sido abundantes, por ello se eligió a este estado como área de estudio. Desde 1960 se han realizado plantaciones en la zonas de investigación con las especies *Eucalyptus camaldulensis*, *E globulus*, *E robusta*, *E bridgesiana*, *E resinifera*, *E viminalis*, *E astringens*, *Pinus leiophylla*, *P michoacana*, *P pseudostrobus*, *P oocarpa*, *Pinus lawsonii* y *Cupressus lindleyi* (C.F.E.M., inédito). Las plantaciones de *Eucalyptus* spp. presentan a la fecha alturas promedio de 15 m y las de *Pinus* spp. de 8 m.

De las 5 plantaciones seleccionadas, 3 se localizan al suroeste de la ciudad de Morelia, en las localidades de Galeana, Jesús del Monte, Cointzio y Tiripetio, municipio de Morelia; mientras que una se ubican en El Zapote, municipio de Huiramba (Fig 1). El promedio altitudinal es de 2140 m.s.n.m.

Las plantaciones dentro del municipio de Morelia se ubican en la subcuenca hidrográfica "Presa Cointzio", perteneciente a la cuenca hidrográfica del lago de Cuitzeo; mientras que las 2 restantes pertenecen a la cuenca hidrográfica del lago de Pátzcuaro (INEGI, 1985).

Fisiográficamente las áreas de experimentación se encuentran enclavadas en la Gran Sierra Compleja de la Subprovincia de Mil Cumbres, la cual corresponde a la Provincia Eje Neovolcánico Transversal (INEGI, 1985). La geología superficial se encuentra representada por tobas riolíticas del Cuaternario, con permeabilidad alta y dominancia de cuarzo y fragmento de roca; con espesor masivo de las capas y fracturamiento escaso (D. A., 1982, *in* Carrillo, 1987). El suelo de los sitios es de tipo Vertisol, así como de tipo andosol (INEGI, 1985).

El clima corresponde según el criterio de Köppen, modificado por García (1973, *in* Carrillo, 1987), al tipo C (wo) (w)b (i)'g'. Templado subhúmedo, con lluvias de verano. Lluvias invernales menor del 5% de la precipitación total anual, mes más lluvioso en otoño, temperatura media del mes más caliente inferior a 22 °C, con oscilaciones entre 5 y 7 °C. Marcha anual de temperatura de tipo Ganges. El mes más caliente antes de junio. Precipitación media anual de 757.1 mm. Temperatura media anual de 18.1 °C.

De acuerdo con Rzedowski (1978) los tipos de vegetación corresponden a los de Bosque de encino-pino, con algunas zonas transicionales de Matorral subtropical. Esparza y Trujillo (1986) encontraron algunos relictos de la vegetación primaria original, como son: *Quercus castanea*, *Q. crassipes*, *Q. rugosa*, *Pinus leiophylla*, *P. michoacana*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote*, *Fraxinus uhdei*, *Crataegus mexicana*, *Alnus firmifolia*, *Arbutus xalapensis*, *Prunus capuli*. En zonas de mayor perturbación se encontraron las especies *Artostaphylos arguta*, *Baccharis conferta*, *B. ramulosa*, *Buddleja sessiliflora*, *Ceanothus coeruleus*, *Forestiera phyllirioides*, *Acacia farnesinana*, *A. pennatula*, *Eupatorium petiolare*, *E. glabratum*, entre otras.

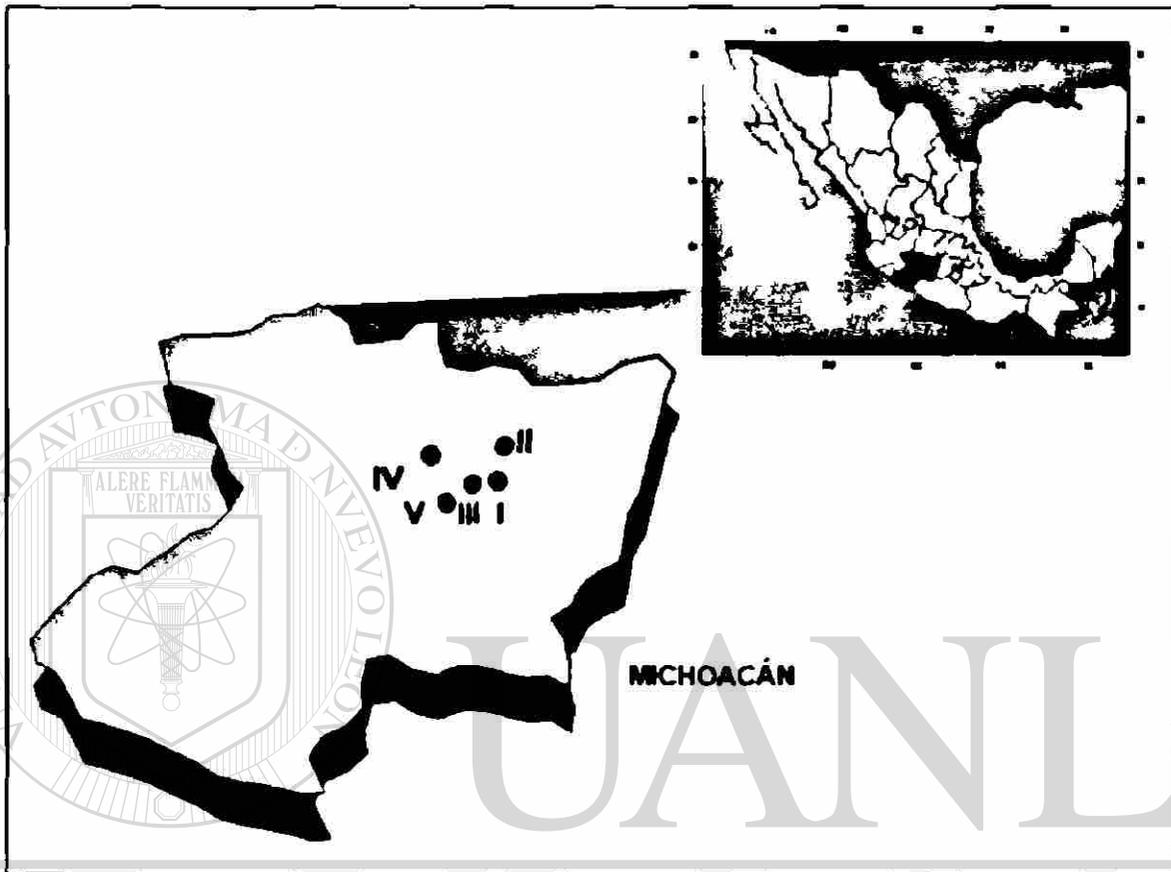


Fig 1 Localización de las plantaciones de estudio en puntos negros I Galeana, Morelia, II Jesus del Monte, Morelia, III Coitzio, Morelia, IV El Zapote, Huiramba y V Tiripetio, Morelia

®

## 5.2. Método de campo

Se seleccionaron 5 plantaciones, siendo cuatro de *Eucalyptus* spp. colindantes con plantaciones de *Pinus michoacana* y una de ellas de *Eucalyptus* spp. con *Pinus montezumae*. Las plantaciones de *Pinus* spp., se encuentran dentro de sus áreas de distribución original.

Las plantaciones presentan pendientes menores a 10 %, con exposición norte y edad promedio de 25 años. En la parte media de cada sitio se realizó un transecto muestreando cada 20 m bajo las mismas y a partir del borde de la plantación hasta 60 m hacia adentro. También, del borde y hasta una distancia de 120 m dentro de los *Pinus*, en virtud de que a 100 m es la distancia considerada por Richardson *et al.*, 1994, in Richardson (1998) de reclutamiento de especies invasoras (Fig 2). En cada punto de intervalo se marcó un área de muestreo utilizando un marco de 30 x 30 cm, considerando dicho muestreo y colecta de suelo a una profundidad de 3 cm (profundidad máxima a la que se reclutan las semillas viables en condiciones naturales) (Barbour y Lange, 1966). Este proceso se efectuó en el mes de julio del 1999, transportando el total de 50 muestras (1.260 kg de suelo en promedio por muestra) al laboratorio en bolsas de plástico para evitar la pérdida y contaminación de ellas.

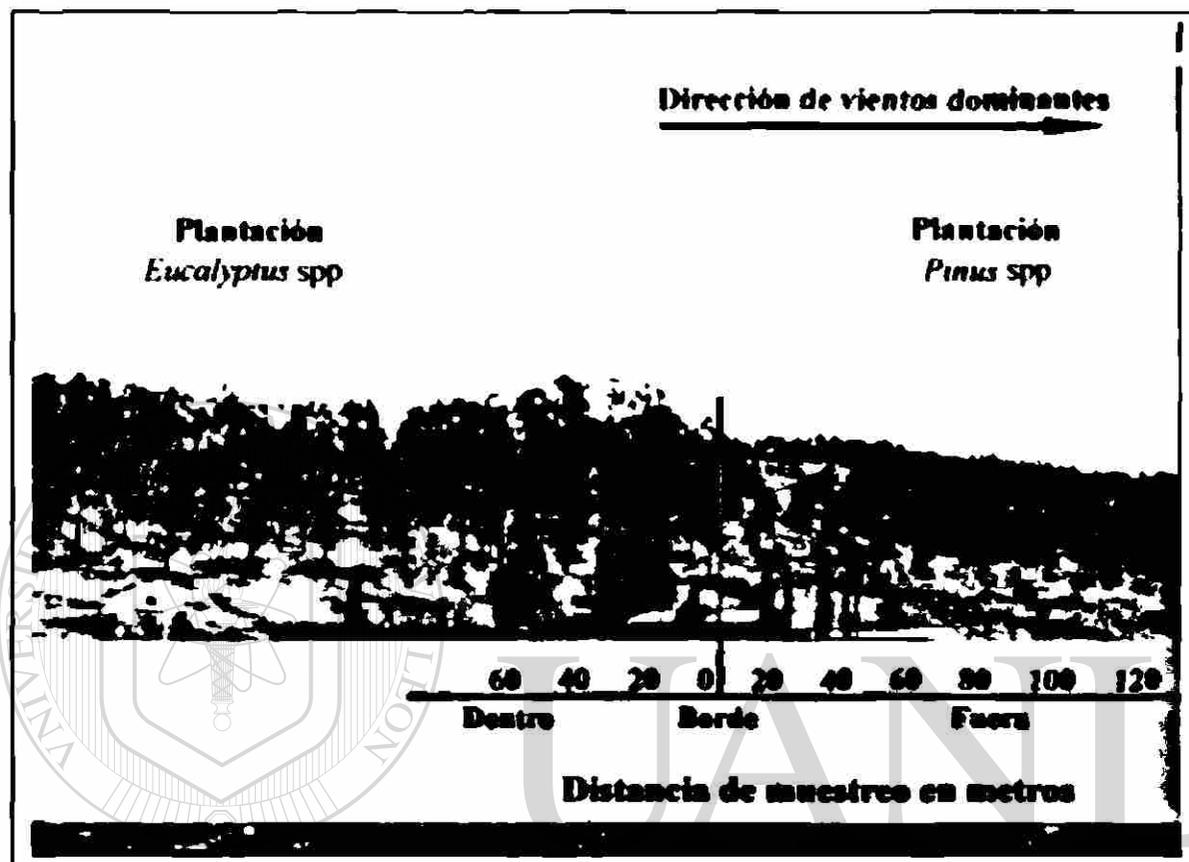


Fig 2 Diagrama esquemático del método de campo Plantación I Galeana, Mpio de Morelia

### 5.3. Método de laboratorio

Las muestras de suelo se pasaron a bolsas de papel de estraza para su secado, utilizando una estufa cuya temperatura se mantuvo a 40 °C durante 48 hrs, con lo que se evita la pudrición, germinación y ataque de agentes biológicos degradadores de las semillas (Pake y Venable, 1996). La separación de las semillas de la materia orgánica y de las partículas del suelo, se realizó en base a métodos propuestos por varios autores, que fueron ajustados por Castillo (2000), mismos que a continuación se describen.

Primero se consideró una submuestra del 30% del peso total de cada muestra obtenida (380 gr de suelo en promedio por submuestra) y se colocó en un recipiente de 4 litros de capacidad, donde se agregó una solución dispersante de Hexametáfosfato de Sodio al 1% por 24 hrs para separar los agregados del suelo. Pasado este periodo se lavó el suelo para eliminar la solución dispersante, sujetando una tela de organza en la boca del recipiente con la finalidad de evitar la pérdida de las semillas durante tal lavado y desechado del agua.

Una vez eliminado el dispersante se agregó a la submuestra una solución de Cloruro de Calcio anhidro (calidad comercial) como medio de flotación, hasta obtener una gravedad específica de 1.45 en agua purificada (proporción de 91.65 gr de  $\text{CaCl}_2$  anhidro por cada 100 ml de agua). Posteriormente se colocó cada recipiente (con submuestra y la solución de  $\text{CaCl}_2$  anhidro) en un agitador eléctrico durante 15 minutos, para agilizar la flotación de la materia orgánica.

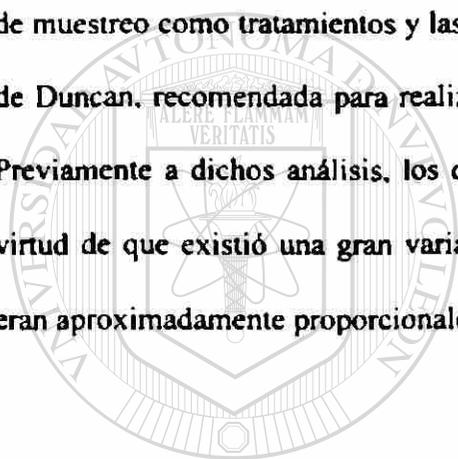
Por diferencia de densidades flotó la materia orgánica, siendo removida con una cuchara de plástico, para ser cribada en húmedo a través de 3 tamices de diferentes dimensiones (2 mm, 1 mm y 0.06 mm), mismos que fueron colocados verticalmente de mayor a menor dimensión. Dado que las semillas de interés (*Eucalyptus*) tienen dimensiones estimadas de 1 mm, la criba más pequeña fue de tal dimensión para evitar la pérdida de ellas. Durante este procedimiento se lavó la materia orgánica directamente con agua para eliminar los restos de las partículas de suelo. Los tamices fueron secados en una estufa a una temperatura de 40 °C. Al término del secado, las submuestras de cada tamíz se colocaron en recipiente de plástico previamente etiquetados.

En virtud de que a través de la observación microscópica (lupa estereoscópica), tanto las semillas consideradas como viables, las no viables o deformes y las paráfisis (óvulos infértiles), no existe una diferenciación clara en cuanto a su masa, forma y tamaño (Cliffe, 1997), se procedió a la búsqueda y separación con una aguja de disección de tales tipos de semillas. Dicho se agudiza por un cierto grado de deterioro de las semillas debido a la acción de los agentes físicos, químicos y biológicos del suelo. Posteriormente se contaron manualmente: para la estimación de densidad, dado por el número de semillas por muestra de suelo.

Para evaluar el potencial de germinación, la totalidad de las semillas se sometieron a la prueba de viabilidad utilizando rayos X (Bonner, *et al.*, 1994), con placas negativo de fotografía y el equipo Cabinet X rays system (Hewlett Packard).

Posteriormente se sometieron al proceso de germinación bajo las reglas de la ISTA (1996), utilizando una germinadora Cleland International inc. Model 1000 FAATR. La temperatura se mantuvo a 25 °C durante 20 días, contando las semillas germinadas cada 5 días. Se utilizaron cajas de petri con papel filtro como sustrato.

Con un programa de computo se realizó un análisis de varianza utilizando las distancias de muestreo como tratamientos y las plantaciones como repeticiones. Además se aplicó la prueba de Duncan, recomendada para realizar comparaciones entre más de 6 promedios (Reyes, 1995). Previamente a dichos análisis, los datos originales se transformaron a la escala logarítmica, en virtud de que existió una gran variación entre ellos y por lo tanto las desviaciones estandar no eran aproximadamente proporcionales a las medias (Little y Hills, 1987).



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



## 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 6.1. Estimación de la densidad de semillas y sombra de dispersión

Los resultados del análisis de varianza mostraron que los valores promedio del número de semillas de *Eucalyptus* spp./m<sup>2</sup> de suelo, son significativamente diferentes, con relación a la distancia en la plantación (F= 58.52, G.L.=9, P=0.0001).

Conforme al orden descendente en que fueron agrupados los promedios, se observó que existen 4 grupos de medias significativamente diferentes entre sí. El primer grupo está dado por el borde entre plantaciones (*Eucalyptus* spp. *Pinus* spp.) y 60 m dentro de la de eucaliptos, sin embargo, esta última comparte similitudes estadísticas con los promedios de las distancias 40 y 20 m dentro. Por otra parte se encontró que los promedios de 20 y 40 m fuera de la plantación de eucaliptos (interior de la plantación de pinos) no presentaron diferencias estadísticamente significativas, por lo que conformaron un tercer grupo de medias. Un cuarto grupo de promedios con las distancias de 60, 80, 100 y 120 m fuera, no fueron significativamente diferentes entre sí (Cuadro 1).

Cuadro 1. Comparación del número de semillas de *Eucalyptus* spp. m<sup>2</sup> de suelo, en respuesta a las 10 distancias de muestreo.

Distancia	n	Medias + I.C. *	Grupos homogéneos
Borde	5	53975 ± 50263	A
60 m dentro	5	34223 ± 57647	A B
40 m dentro	5	6739 ± 6230	B
20 m dentro	5	6006 ± 7666	B
20 m fuera	5	853 ± 587	C
40 m fuera	5	380 ± 109	C
60 m fuera	5	33 ± 66	D
80 m fuera	5	0 ± 0	D
100 m fuera	5	0 ± 0	D
120 m fuera	5	0 ± 0	D

\* Medias en la columna seguidas por una letra diferente son significativamente diferentes (DMS, P > 0.05).

Como se observa en la figura 3, se encontraron semillas de *Eucalyptus* dentro de las diferentes distancias de muestreo de las plantaciones de *Eucalyptus* y hasta los 60 m fuera de ellas, en dirección a las plantaciones de *Pinus*. Se evidencia una tendencia hacia una densidad mayor de semillas en el suelo dentro de las plantaciones de eucaliptos, destacando el borde entre las plantaciones, con la mayor densidad de semillas en el suelo. Aunque esta densidad superior de semillas presente en el borde, no tuvo diferencias estadísticas significativas a la encontrada a los 60 m dentro, la diferencia de cantidades puede ser de significancia biológica, si se toma en cuenta el concepto ecológico del efecto de borde, argumentado por primera vez por Leopold (1933, in Smith, 1980) Bajo este criterio, en el borde entre plantaciones se sugiere que exista una respuesta para la producción de una mayor cantidad de semillas, como producto de una zona de tensión entre dos comunidades en competencia (Odum, 1988). En este caso, entre la comunidad vegetal de *Eucalyptus* introducidos y la de *Pinus* nativos.

Resulta importante destacar las diferencias entre la altura de los individuos de las dos comunidades, es decir que al ser más altos los individuos de las plantaciones de eucaliptos, como en el borde, se permite mayor aireación y captación de luz. Así, los individuos que bordean macizos forestales son buenos productores de semillas (Mangieri y Dimitri, 1992).

En este estudio, del borde hacia fuera de las plantaciones de *Eucalyptus*, se evidencia una disminución de la densidad de semillas conforme se incrementa la distancia, teniendo valores de cero más allá de los 60 m.

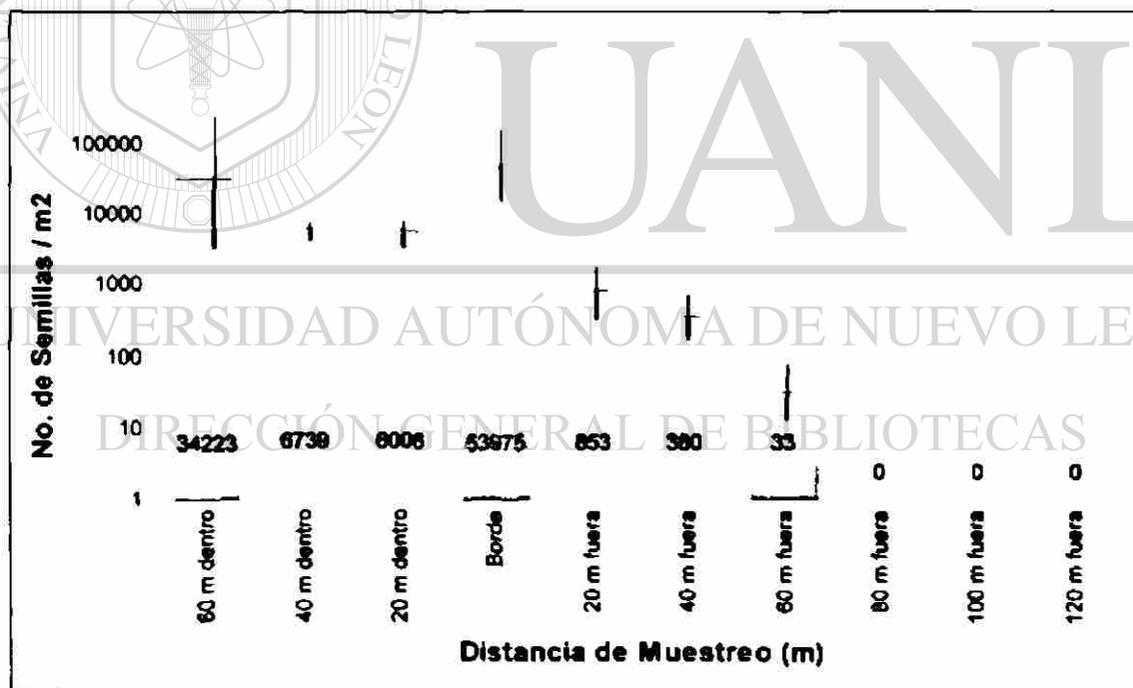


Fig 3. Densidad promedio de semillas de *Eucalyptus* spp. en plantaciones del estado de Michoacán, México. Líneas dentro de las barras representan un error estándar de la media (n=5). Barras en escala logarítmica. El número en el interior de la barra es igual al valor promedio real.

Los valores de densidad de semillas encontradas en el suelo y sus variaciones como efecto de la distancia pueden explicarse, partiendo del hecho de que la cantidad de semillas producidas por bosques de eucaliptos varía grandemente. *E. sieberi* produce regularmente 2 millones de semillas/ha/año, *E. microcorys* produce de 52,000 a 58,000 semillas viables durante un tiempo de 3 a 4 años; mientras que *E. saligna* de 5,900 a 143,000 semillas viables (van Loon, 1966, *in* Florence, 1996). Dentro del estado de Queensland, Australia, la producción anual de semillas oscila alrededor de los 49 millones de semillas/ha (Burrows y Burrows, 1992). Yates *et al.*, 1994 (*in* Williams y Woinarski, 1997), encontró en bosques de eucalipto del Suroeste de Australia que la cantidad de semillas debajo del dosel era de 233 semillas/m<sup>2</sup> y en claros forestales (gaps) sobre un periodo de 2 años de 120 semillas/m<sup>2</sup>.

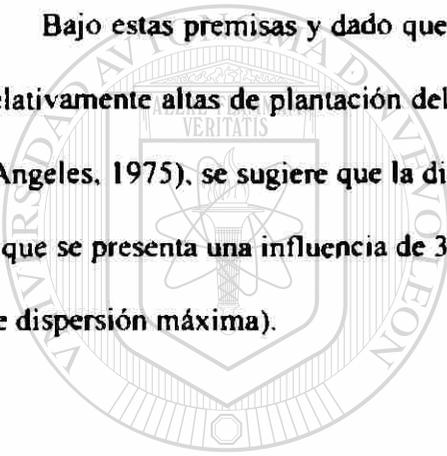
Otros estudios que permiten explicar las cantidades y densidad variables de semillas encontradas en las plantaciones de eucaliptos presentes en el estado de Michoacán (Ejem: 53.975 semillas/m<sup>2</sup> en el borde y 330 semillas/m<sup>2</sup> a 60 metros fuera) son las citadas por Williams y Woinarski (1997). Ejemplo de ellos es la estimación de 1 a 2.3 millones de semillas/ha para bosques de *E. diversicolor* (Loneragan, 1979), 4 millones de semillas/ha en bosques de *E. delegatensis* (O'Dowd y Gill, 1984), 29 millones de semillas/ha para *E. wandoo* (Burrows *et al.*, 1990) y de 7 a 9 millones de semillas/ha en la región de Malle, Victoria, Australia (Wellington y Noble, 1985b).

La producción de semillas puede variar de lugar a lugar en un año, por ejemplo, bosques de *E. sieberi* *E. globoidea* en el Este de Gippsland. En un sitio se produjeron 12,000 semillas/ha; mientras que en otro sitio la producción fue de 340,900 semillas/ha. Estas cantidades no permanecen completamente estables durante un ciclo anual, en virtud de lo variable de su floración (Barbour y Lange, 1966), de su fructificación anual, bienal y trienal (Mangieri y Dimitri, 1992); así como por la acción de agentes relacionados con las características físicas del suelo, movimientos del agua en la superficie del suelo, actividades de la fauna y dirección de los vientos predominantes locales (Goodall, *et al.*, 1972; Yates, *et al.*, 1995 y Gou, *et al.*, 1998). Para el caso de la acción de la fauna se conoce que el 60 % de las semillas de *E. regnans* en el Centro de Victoria, Australia, es removida por hormigas (Ashton, 1979); mientras que 90 % de las semillas dispersadas de *E. baxteri* en el Sureste de Australia es cosechada y destruidas por hormigas (Andersen, 1989).

Con relación a la dispersión, las semillas están fuertemente influidas tanto por la condición del suelo como por la dirección, velocidad y turbulencia del viento. De este modo se estima que la sombra de dispersión de semillas de eucaliptos es de 2 a 3 veces la altura de los árboles productores y se considera que la cantidad de semillas declina rápidamente al incrementar la distancia a partir de la fuente de semillas, por lo que dichas semillas no deben esperarse a una distancia de más de 50-100 m a partir del borde del bosque (Grose, 1957<sup>a</sup>, 1960; Cunningham, 1960<sup>a</sup>; Squire, *et al.*, 1991 y Forestry Commission of Tasmania, 1991<sup>a</sup>; *in* Florence, 1996). Estimaciones más detalladas sobre la sombra de dispersión de eucaliptos son las de Cremer (1966), donde señala que para el caso de *E. regnans*, la diseminación de semillas es pobre a partir

de la orilla de bosques densos (de 2 a 3 cadenas, lo que es igual a 20 118 m cadena), pero mucho mayor a partir de árboles aislados. También para *E. regnans* de 75 m de alto se estima una distancia de dispersión de 60 m (Griffin, 1980; *in* Williams y Woinarski 1997). Cremer, 1977; y Abbott y Loneragan, 1986; *in* Williams y Woinarski (1997), estiman 39 m para árboles de *E. marginata* de 30 m de alto.

Bajo estas premisas y dado que las plantaciones de estudio tienen por lo general densidades relativamente altas de plantación del orden de 1089 árboles ha (3x3x3 m entre árboles y líneas) (Angeles, 1975), se sugiere que la dispersión de semillas es muy similar a la de bosques naturales y que se presenta una influencia de 3 a 4 veces la altura promedio de los eucaliptos de 15 m (60 m de dispersión máxima).



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



## 6.2. Evaluación del potencial de germinación mediante la prueba de viabilidad.

Los resultados de las pruebas de viabilidad de rayos X mostraron que del promedio total de semillas / m<sup>2</sup> de suelo (102,209), existió un 3.46 % de semillas viables con posibilidad de germinar en las plantaciones de eucaliptos del estado de Michoacán (Fig. 4).

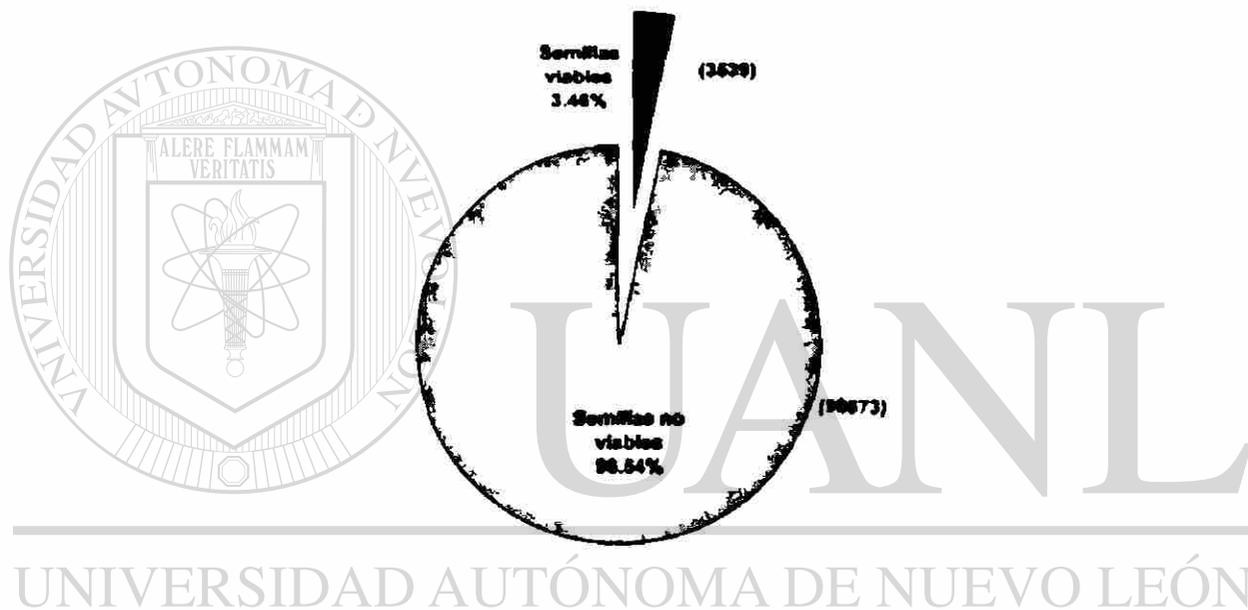


Fig 4. Porcentaje de viabilidad de semillas de *Eucalyptus* spp. en plantaciones del estado de Michoacán. Números contiguos indican las cantidades promedio totales de semillas / m<sup>2</sup> de suelo.

Un 30% de los óvulos que contiene un fruto de eucaliptos son fértiles, mismos que forman semillas viables; aunque la masa de estas semillas en comparación con la de no fértiles es frecuentemente tan pequeño como un 5 % y tienen un poder germinativo del 60 al 95% en semillas nuevas, disminuyendo de 10 a 20% debido a las condiciones del suelo (Mangieri y Dimitri, 1992; y Williams y Woinarski, 1997). Grose y Zimmer, 1958b (in Williams y

Woinarski, 1997), afirman que para muchas especies de eucaliptos, las semillas viables son de 3 a 20 % de un lote natural; mientras que otras estimaciones van de entre un 10 a 24 % de semillas viables (Boland *et al.*, 1980; *in* Williams y Woinarski, 1997).

Por lo anterior el porcentaje de viabilidad observado se considera alto, si se considera que además, son semillas de años anteriores a la fecha de colecta (julio de 1999). También, debe tomarse en cuenta que existen estudios tanto de laboratorio como de campo, sobre los factores que reducen aun más los porcentajes de viabilidad y de germinación de diferentes especies de *Eucalyptus*. Tal es el caso de la deficiencia de agua, patógenos, temperatura, luz, forrajeo, competencia con la vegetación, daños por heladas, disturbios en la condición del suelo y banco de germoplasma, micorrización, fertilización y alelopatía (Bowman y Kirkpatrick, 1986; Stoneman, 1994; Stoneman, *et al.*, 1994).

Por ejemplo, en el estudio específico sobre el impacto de las hormigas sobre las semillas de *E. baxteri*, se encontró que los óvulos que se convierten en semillas viables con potencial de germinación fue de menos del 0.2 % (Andersen, 1989). Por su parte Florence (1964) señala que la viabilidad de semillas de *E. pilularis* en New South Wales y Queensland, Australia, es de un máximo de 6 a 8 % durante los primeros 6 meses después de la iniciación de la liberación de semillas; decayendo posteriormente hasta un 1 %; mientras que Griffin *et al.*, 1987, *in* Williams y Woinarski (1997) estimaron que solamente un 9 % de los óvulos maduros de *E. regnan* son semillas viables.

### 6.3. Evaluación del potencial de germinación mediante la prueba de germinación.

Los resultados mostraron que del promedio total de semillas/m<sup>2</sup> de suelo (102,209) en las plantaciones de eucaliptos del estado de Michoacán existió un 0.45 % de semillas que germinaron bajo condiciones de laboratorio. Del promedio total de semillas viables/m<sup>2</sup> de suelo (3539), se obtuvo un 13.16 % de germinación (Fig 5).

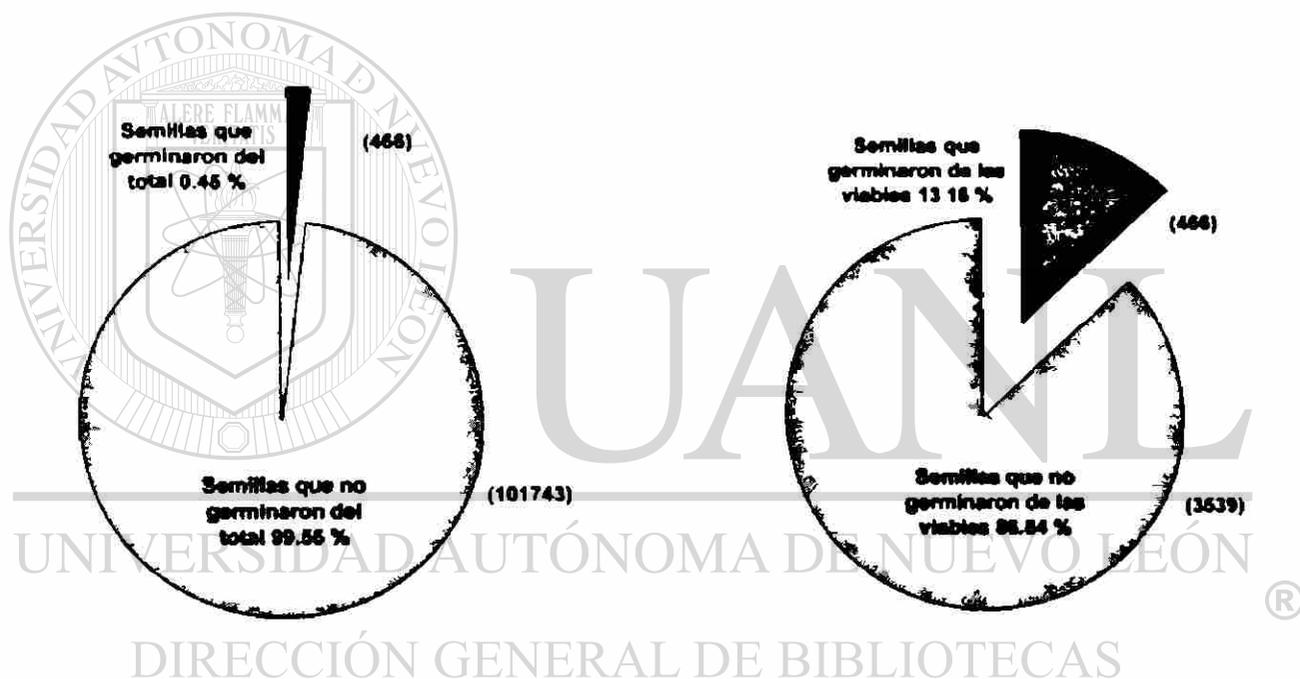


Fig 5. Porcentaje de germinación de semillas total y de las viables de *Eucalyptus* spp. en plantaciones del estado de Michoacán. Números contiguos indican las cantidades promedio totales de semillas/m<sup>2</sup> de suelo.

Con los porcentajes de germinación obtenidos, se evidencia el potencial importante que tienen las semillas en cuestión para germinar y que coincide con algunas investigaciones discutidas en la prueba de viabilidad anteriormente citada. Es importante señalar que este fenómeno se evaluó bajo condiciones controladas de laboratorio y que se carecen de datos de

campo en la zona de estudio, que permitan contrastarlos. Sin embargo, es conocido que la germinación de los eucaliptos está influenciada por factores de naturaleza física, temperatura, luz y pre-tratamientos para eliminar la dormancia, además de factores biológicos. Las semillas pueden caer en el sustrato, desde capas gruesas de hojarasca hasta suelo mineral expuesto, pero muestran mayor germinación cuando se localizan a profundidades de entre 0.5 y 5 cm (Williams y Woinarski, 1997).

Aunque las semillas no permanecen viables mucho tiempo, las encontradas representan los residuos de varios años de producción de semillas, mismas que han estado sujetas a las condiciones ecológicas citadas, pero bajo las particularidades de las plantaciones de estudio. Es decir, especies introducidas promotoras de deterioro ambiental.

Por lo tanto, el porcentaje de viabilidad encontrado de 3.46 %, con un 0.45 % de germinación del total de semillas y un 13.16 % de germinación de las semillas viables: permite sugerir las posibilidades de que éstas se establezcan exitosamente (naturalización), en virtud de que la capacidad germinativa puede perdurar de 10 a 15 años, durante los cuales es factible que se presenten eventos inesperados que promuevan la germinación (incendios, inundaciones). O bien,

sin el uso de fuego, ser más significativa la germinación de semilla y establecimiento de plántulas de eucalipto, tras el disturbio del suelo de influencia de la dispersión, alteración del sotobosque y hojarasca existente. Un ejemplo de éste disturbio sería utilizando arado manual o mecanizado que expone suelo mineral, mismo que permite mayor infiltración de agua y aireación, dando paso a dichos fenómenos (Florence, 1996). En contraste, se pudiera presentar la germinación sin tales disturbios, como ocurre ocasionalmente en bosques australianos donde se da en menores densidades, de manera lenta y con menor porcentaje de sobrevivencia (Gilbert, 1958; *in* Florence, 1996) (Ashton 1981; Abbott y Loneragan 1984; Williams, 1989; *in* Williams y Woinarski, 1997).

Las citadas condiciones ambientales, son factibles para una sucesiva producción de semillas fértiles, propensas a ser diseminadas a distancias de los nuevos árboles padre (20, 40 y 60 m fuera). Además, que conociendo que la adecuada distribución de semillas viables son de mayor importancia, que la diseminación para el reclutamiento de plántulas a partir de los árboles padre (Cremer, 1966), se pudieran establecer mecanismos de invasión con la ayuda de un colateral avance vegetativo. Con ello, se daría posiblemente un reemplazo y deterioro a mediano ó largo plazo de las reforestaciones de pinos nativos y probablemente de otros tipos de vegetación autóctona de la región de estudio.

Para determinar las variaciones entre las comunidades vegetales para resistir la invasión (*Eucalyptus* spp. sobre *Pinus* spp.), debe considerarse en primer término la duración de competencia en años y en menor grado la intensidad inicial de competencia ( Hill, *et al.*, 1995); a la vez de la acción de factores ecofisiológicos que merecen atención en estudios posteriores.

Dado que las invasiones biológicas son la segunda causa más grande de pérdida de biodiversidad, después de la destrucción del hábitat (Enserink, 1999), se sugiere la suspensión de las plantaciones de especies exóticas promotoras de deterioro ambiental y con potencial invasor de ecosistemas nativos. Ejemplo de ello, especies del género *Eucalyptus* presentes en plantaciones en el estado de Michoacán, México. A la par, se recomiendan algunas medidas de control biológico de dichas plantaciones que incluyan la remoción paulatina, así como una insistente campaña de reintroducción de las diferentes especies forestales de la entidad.

Cabe destacar que bajo el método de extracción de materia orgánica empleado, se obtuvieron semillas de dimensiones variables correspondientes a diversas especies vegetales, dentro de las cuales es factible que existan semillas de *Pinus* spp. Sin embargo, para los objetivos de la presente investigación éstas no se consideraron, aunque se preservan para trabajos futuros.

Por todo los resultados mostrados y discutidos, se aceptan las hipótesis planteadas, ya que en efecto existen semillas viables de *Eucalyptus* spp. bajo y alrededor de las plantaciones analizadas en el estado de Michoacán. Además de que éstas, si se dispersan a una distancia menor de 100 m a partir del borde de las plantaciones en estudio.

## 7. CONCLUSIONES

1. En el banco de germoplasma de *Eucalyptus* spp. en plantaciones del estado de Michoacán existen semillas viables con el potencial de germinar, bajo, alrededor de las plantaciones y dentro de las reforestaciones de *Pinus* spp.
2. El porcentaje de viabilidad, germinación del total de semillas y germinación de semillas viables se considera alto, siendo de 3.46 %, de 0.45 % y de 13.16 % respectivamente, en virtud de los bajos porcentajes de semillas viables producidas por especies del género *Eucalyptus* y su posterior deterioro al permanecer en suelo.
3. La densidad de semillas de *Eucalyptus* spp. del banco de germoplasma es variable, con relación a la distancia en la plantación, por lo variable de la floración de *Eucalyptus* spp., así como por la posible acción de factores de naturaleza física, química y biológica. Situación notoria en el borde de las plantaciones por tener los valores de densidad más altos.
4. La sombra de dispersión de las semillas de *Eucalyptus* spp., medida por las semillas en el suelo es de 60 metros a partir del borde de las plantaciones y hacia adentro de la plantación de *Pinus* spp., es decir, que su influencia es de entre 3 a 4 veces la altura promedio de los árboles. La cantidad de semillas declina rápidamente al incrementar la distancia a partir del borde, en virtud de la relativamente alta densidad de plantación.

## 8. LITERATURA CITADA

- Andersen, A.N. 1987. Effects of seed predation by ants on seedling densities at a woodland site in Australia. **Oikos** 48: 171-174.
- Andersen, A.N. 1988. Insects seed predators may cause far greater losses than they appear to. **Oikos**. 52: 337-340.
- Andersen, A.N. 1989. Impact of insect predation on ovule survivorship in *Eucalyptus baxteri*. **Journal of Ecology**. 77: 62-69.
- Anónimo. 1998. Angel island controversy. página web de internet.
- Angeles, L.J. 1975. Reforestación. sistemas y métodos de reforestación artificial adecuados al municipio de Morelia. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. Boletín no.10. p: 53.
- Asthan, D.H. 1959. Growth under shade and the compensation points of *Eucalyptus regnans*. Abstr. in proc. 9<sup>th</sup> int. Bot. Congr., Montreal vol. 2.
- Asthan, D.H. 1979. Seed harvesting by ants in forests of *Eucalyptus regnans* f. muell. in Central Victoria. **Australian Journal of Ecology**. 4: 265-267.
- Ashton, D.H. y E.J. Willis. 1982. Antagonisms in the regeneration of *Eucalyptus regnans* in the mature forest. The plant community as a working mechanism. **Blackwell Scientific Publications**. pp. 113-128.
- Banks, J.C.G. 1968. The effect of scarification on seed germination in some species of *Eucalyptus*. **Australian Forestry**. 3: 20-23.
- Barbour, M.G. y R.T. Lange. 1966. Seed population in some natural australian topsoils. **Ecology**. 48: 153-155.
- Bargali, S.S., R.P. Singh y J. Mukesh. 1993. Changes in soil characteristics in eucalypt plantations replacing natural broad-leaved forests. **Journal of Vegetation Science**. 4:24-28.
- Battaglia, M. y J.B. Reid. 1993. The effect of microsite variation on seed germination and seedling survival of *E. delegatensis*. **Australian Journal of Botany** 41:169-181.
- Battaglia, M. 1993. Seed germination physiology of *Eucalyptus delegatensis* r.t. baker in Tasmania. **Australian Journal of Botany** 41: 119-136.

- Bell, D.T., King, L.A. y J.A. Plumer. 1999. Ecophysiological effects of light quality and nitrate on seed germination in species from Western Australia. **Australian Journal of Ecology**, 24: 2-10.
- Bettucci, L y R. Alonso 1995. The effect of wildfire on the opportunistic decomposer fungal community of a uruguayan *Eucalyptus* spp. **Forest. Pedobiología**, 39: 470-480.
- Bhaskar, V. y N.S. Rao. 1985. Precocious flowering and natural regeneration among certain *Eucalyptus* species. **Journal of Tropical Forestry**, 1: 339-340.
- Bonner, F.T., Vozzo, J.A., Elam, W.W. y S.B. Land jr. 1994 . Tree seed technology training course. **USDA, General Technical Report So 107**.
- Bowman, D.M.J.S y J.B.Kirkpatrick. 1986. Establishment, suppression and growth of *Eucalyptus delegatensis* r.t. baker in multiaged forest. interespecific allelopathy, competition between adult and juvenile for moisture and nutriente, and frost damage to seedling. **Australian Journal of Botany** 34: 81-94
- Bowman, D.M.J.S., Wilson, B.A., y R.J. Hooper. 1988. Response of *Eucalyptus* forest and woodland to four fire regimes at Munmarlary, Northen Territory, **Australia. Journal of Ecology**, 76: 215-232.
- Bulinski, J y C. Mearthur. 1999. An experimental field study of the effects of mammalian herbivore damage on *Eucalyptus nitens* seedlings. **Forest Ecology and Management** 113: 241-249.
- 
- Burrows, D.M. y W.H. Burrows. 1992. Seed production and litter fall in some eucalypt communities in Central Queensland. **Australian Journal of Botany** 40: 389-403.
- Carrillo, s.a. 1987. Jardín Botánico Michoacano. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. Morelia, Michoacán, México. pp: 12-13.
- Castillo, Q.P. 2000. Evaluación del germoplansma en el suelo en un ecosistema con alto grado de desertificación en el Noreste de México. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, Nuevo León, México.
- C.F.E.M. Plantaciones realizadas en el estado de Michoacán. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. Morelia, Michoacán, México. (inédito).
- Chambers, J.C. y J.A. MacMahon, 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 25: 263-292.

- Cliffe, D.O. 1997 Pre- treatment of bulk samples of certain *Eucalyptus* species to enhance germination. **Combined Proceeding International Plant Propagators' Society** 47:60-62.
- Clifford, H.T. 1953. A note on the germination of *Eucalyptus* seed. **Australian Forestry**, 17. 17-20.
- Cochrane, G.R.. 1968. River regimes, flood control and river gum (*Eucalyptus camaldulensis*) regeneration in River Murray Lowlands. **Abstr. in Bull. Ecol. Soc. Amer.** 49: 78.
- Cozzo, D. 1964. Notable example of growth and natural regeneration in *Eucalyptus viminalis* in the Partido de 25 de mayo, District of Buenos Aires Province. **Revista Forestal Argentina**. 8: 80-83.
- Cremer, K.W. 1965. Effects of fire on seedshed from *Eucalyptus regnans*. **Australian Forestry** 29: 256-262.
- Cremer, K.M. 1966. Dissemination of seed from *Eucalyptus regnans*. **Australian Forestry** 30: 33-37.
- Cuevas, R.R.A. y O. Yañez M. 1985. Análisis de desarrollo y estado actual de las experiencias prácticas y técnicas en materia de selección y propagación de especies. Tercera Reunión Nacional sobre Plantaciones Forestales, SARH, México, D.F. México. pp:306.
- 
- Cunningham, T.M. 1960. Seed and seedling survival of *Eucalyptus regnans* and the natural regeneration of second-growth stands. **Appita**, Melbourne, Australia. 13: 124-131.
- Del Moral, R. y C.H. Muller. 1969. Fog drip: a mechanism of toxin transport from *Eucalyptus globulus* **Bulletin of the Torrey Botanical Club**. University of California. 96: 467-475.
- Del Moral, R. y C.H. Muller. 1970. The allelopathic effects of *Eucalyptus camaldulensis* **The American Midland Naturalist**. University of California. U.A.S. pp: 254-281.
- Dexter, B.D. 1967. Flooding and regeneration of river red gum. *Eucalyptus camaldulensis*. **dehn. Bull. For. Comm. Vict.** 20, 35 pp.
- Eldrige, K.G. 1963. Effect of honey bees on seed production of *Eucalyptus regnans* for tech. pap. for. comm. vict. no. 13. in annotated bibliography on environmental, social and economic impacts of eucalypts. FAO, Roma, 1995. p. 14.

- Elliot, G. 1956. Natural regeneration of *Eucalyptus saligna*. **Tech. Note For. Dep** , Uganda. 2/56 pp. 2.
- Eserink, M. 1999. Biological invaders sweep in. **Science** 285:1834-1843.
- Esparza, L.J.A. y M.P. Trujillo G. 1986. Algunos aspectos ecológicos básicos para el manejo integral de la cuenca hidrológica presa Coitzio, estado de Michoacán. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. SARH.-INIFAP., CIFO. Morelia, Michoacán, México. pp: 50, 55.
- Espinosa-Garcia, F.J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L' Herit. **Bol. Soc. Bot. México** 58: 55-74.
- Facelli, J.M. y R. Kerrigan. 1996. Effects of ash and four types of litter on the establishment of *Eucalyptus obliqua* **Ecoscience** 3: 319-324.
- FAO, 1995. Proceedings of the regional expert consultation on *Eucalyptus* 1993, vol. 1. FAO regional office for Asia and the Pacific. Bangkok, Thailand. 196 pp.
- Florence, R.G. 1964. A comparative study of flowering and seed production in six blackbutt (*Eucalyptus pilularis* sm.) forest stand. **Australian Forestry**. 28: 23-33.
- Florence, R.G. 1996. Ecology and Silviculture of Eucalyptus Forests. CSIRO, Australia. pp: 133-140.
- Gibson, A. y Bachelard, E.P. 1986. Germination of *Eucalyptus sieberi*. I. Johnson seeds in response to substrate and atmospheric moisture. **Tree Physiology** 1: 57-65.
- Godall, D.W., Childs, S., y H. Wiebe. Methodological and validation study of seed reserves in desert soil. Utah State University. Logan, Utah, USA.
- Gordon, D.R.. 1998. Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: Lessons from Florida. **Ecological Applications** 8: 975-989.
- Gou, Q., Rundel, P.W. y D.W. Goodall. 1998. Horizontal and vertical distribution of desert seed bank: patterns, causes, and implications. **Journal of Arid Environments**. 38:465-478.
- Gowd, J.K.. 1960. Natural regeneratuon of *Eucalyptus*. **Indian Forestry** 86: 207-208.
- Grose, R.J. y W.J. Zimmer. 1957 Preliminary laboratory studies on light requirements for the germination of some *Eucalyptus* seeds. **Australian Forestry**. 21: 76-80.

- Grose, R.J. y W.J. Zimmer. 1958. Some laboratory germination responses of the seeds of river red gum, *Eucalyptus camaldulensis* dehn. syn. *Eucalyptus rostrata* schlecht. **Australian Journal of Botany**. 6: 129-153.
- Hall, A V. 1961. Distribution studies of introduced trees and shrubs in the Cape Peninsula. **Journal of South African Botany**. 27: 101-110.
- Henderson, L. 1991. Invasive alien woody plants of the Orange Free State. **Bothalia**. 21:73-89.
- Hendronomo. 1996. Germination capacity and rate of germination of *E. deglupta* blume seeds in medium of varies particle sizes. **Bulletin-Penelitian-Hutan**. 603: 19-25.
- Hill, J.-D., Canham, C.D. y D.M. Wood. 1995. Patterns and cause of resistance to tree invasion in rights-of-way. **Ecological Applications**. 5: 459-470.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: Is the signal already apparent?. **Tree**. 15: 56-61.
- INEGI. 1985. Síntesis Geográfica del Estado de Michoacán. Mexico, D.F. 316 pp.
- ISTA. 1996. International Seed Testing Association. **Seed Science and Technology**. 24. supplement.
- Johnson, H. 1980. Árboles. Ed. Blume. Barcelona, España. p. 224.
- 
- Lacey M.J. y M.A. Line. 1994. Influence of soil pH on the germination and survival of *E. regnans* f.muell. in Southern Tasmania. **Australian Forestry**. 57: 105-108.
- Lazarides, M., Cowlet, K. y P. Hohnen. (1997). CSIRO. Handbook of Australian Weeds CSIRO, Collingwood, Australia.
- Little, T.M. y F.J. Hills. 1987. Métodos estadísticos para la investigación en la agricultura. Ed. Trillas. p: 133.
- Macdonald, I.A.W., Clark, D.L. y H.C. Taylor. 1989. The history and effects of alien plant control in Cape of Good Hope Natural Reserve 1941-1987. **South African Journal of Botany** 55: 56-75.
- Mangieri, H.J. y M.J. Dimitri. 1992. Los eucaliptos en la silvicultura. Ed. Acme. Argentina. pp: 100-103.

- May, F.E. y J.E. Ash. 1990. An assessment of allelopathic potential of *Eucalyptus* Australian National University. .pp: 245-254.
- Misra, R.K.. y A.K. Gibbons. 1996. Growth and morphology of eucalypts seedling-roots, in relation to soil strength arising from compaction. **Plant and Soil** 182: 1-11.
- Moncayo, R.F. 1978. Significado social y económico de las reforestaciones en Michoacán. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. Morelia, Michoacán, Mexico pp:6-7.
- Montoya-Oliver, J.M. 1987. Silvopastoral management of the cork oak forest of Mamora, Morocco. **Forest-Mediterranee**. 9:35-40.
- Montoya, O.J.M. 1995. El Eucalipto. Ed. Mundi-Prensa. España. 125 pp.
- Mount, A.B. 1964. The interdependence of the *Eucalyptus* and forest fires in Southern Australia. **Australian Forestry**. 28: 166-172.
- Nautiyal, S., Pokhriyal, T.C., Emmanuel, C.J.S.K. y Pankaj-Khullar. 1994. Natural regeneration of *E. camaldulensis*: A. New Report. **Indian Forester**. 120: 174-175.
- Nyasald. 1956. Natural regenation. **Rep. For. Dep. Nyasand**. 17.
- Odum, E.P. 1988. Ecología. Ed. Interamericana. México. p: 174.
- Pake, C.E. y D.L. Venable. 1996. Seed banks in desert annuals: implication for persistence and coexistence in variable environments. **Ecology**. 77: 1427-1435.
- Rejmánek, M. y D. M. Richardson. 1996. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**. 77: 1655-1661.
- Reyes, C. P. 1995. Bioestadística Aplicada. Ed. Trillas. p: 113.
- Reyes, O. y M. Casal. 1998. Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation to the amount of ash produced in forest fires. **Annual of Science Forestry**. 55: 837-845.
- Rice, E.L. 1984. Allelopathy. Academic Press, Inc. USA. 442 pp.
- Richardson, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. **Conservation Biology** 12: 18-26.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. México. D.F.

Segura, S. y M. Martínez-Ramos. 1990. Demografía de *Eucalyptus globulus* en la reserva del "Pedregal de san Angel". C.U. XI Congreso Mexicano de Botánica. Oaxtepec, Morelos, México. p: 167.

Setterfield, S.A. 1997. The impact of experimental fire regimes on seed production in two tropical eucalypt species in Northern Australia. **Australian Journal of Ecology** 22. 279-287.

Smith, A.M.S. 1954. Natural regeneration of *Eucalyptus saligna* and *robusta*. **Tech. Note For. Dep.** , Uganda. 2/56 pp. 1.

Smith, R.L. 1980. Ecology and field biology. Harper & Row, Publishers. New York. p: 583.

Steven, I., Higgins, D.M. y R.M. Cowling. 1996. Modeling invasive plant spread: the role of plant-environment interactions and model structure. **Ecology**. 77: 2043-2054.

Stoneman, G.L., Dell, B. y C. Turner. 1994. Mortality of *Eucalyptus marginata* (jarrah) seedling in Mediterranean-climate forest in response to overstorey, site, seedbed, fertilizer application and grazing. **Australian Journal of Ecology** 19: 103-109

Stoneman, G.L. 1994. Ecology an physiology of establishment of eucalypt seedling from seed: A review. **Australian-Forestry**. 57: 11-30.

Taylor, H.C. y S.A. Macdonald. 1985. Invasive woody plants in Cape of Good Hope Natural Reserve. I Results of a first survey in 1966. **South African Journal of Botany** 51: 14-20.

Taylor, H.C., Macdonald, S.A. y Macdonald, I.A.W. 1985. invasive woody plants in cape of good hope natural reserve. II Results of the second survey from 1978 to 1980. **South African Journal of Botany**. 51: 21-29.

Versfeld, D.B., Wilgen, B. y W. Van. 1986. Impact of woody aliens on ecosystem properties. in the ecology and management of biological invasions in Southern Africa. Proceeding of the national synthesis symposium on the ecology of biological invasions. Cape town, South Africa; Oxford University Press. pp. 239-246.

Villa, C.B. 1995. Impacto alelopático de *Eucalyptus camaldulensis* dehn, en el desarrollo de plantas de *Pinus michoacana* martinez, bajo condiciones de reforestación , en el municipio de Morelia, Michoacán, México. Tesis profesional de Biólogo. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.

Wallace, H. M. y S.J. Trueman. 1995. Dispersal of *Eucalyptus torelliana* seeds by the resin-collecting stingless bee, *Trigona carbonaria* **Oecología** 104: 12-16.

Wellington, A.B. y I.R. Noble. 1985<sup>a</sup> . Post-fire reclutmet and mortality in population of the malle *Eucalyptus incrassata* in semi.arid, South-Eastern. **Australian Journal of Ecology**. 73: 645-656.

Wellington, A.B. y I.R. Noble. 1985b. Seed dynamics and factors limiting reclutmet of the malle *Eucalyptus incrassata* in semi.arid, South-Eastern. **Australia. Journal of Ecology**. 73: 657-666.

Weed Science Group. 2000. <http://www.agric.wa.gov.au/progserv/plants/weeds/>

Williams, J.E. y J.C.Z. Woinarski. 1997. Eucalypt ecology: individuals to ecosystems Cambridge University Press. United Kingdom.

Willis, R. 1998. Allelopathy in *Eucalyptus*: Australian Studies. Allelopathy: Field observations and methodology. Eds. S.S. Narwal and P.Tauro. Scientific Publishers, Jodhpur, pp. 41-64.

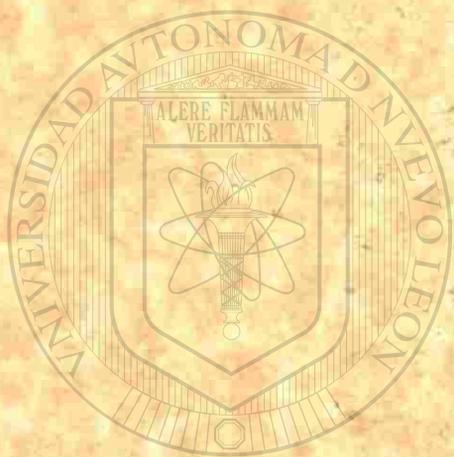
Yates, C.J., Taplin, R., Hobbs, R.J. y R W. Bell. 1995. Factors limiting the reclutmet of *Eucalyptus salmonophloia* in remanent woodlands. II. Post-dispersal seed predation and soil seed reserves. **Australian Journal of Botany**.42: 531-542.

Zohar, Y., Waisel, Y. y R. Karschon. 1975. Effects of light, temperature and osmotic stress on seed germination of *Eucalyptus occidentalis* endl. **Australian Journal of Botany**. 23: 391-397.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





# UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS