



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

# POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Centro de Investigaciones en Ecosistemas

Evaluación de la estructura y composición del sotobosque, la regeneración natural y la erosión del suelo bajo plantaciones de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán, México.

# TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

RAFAEL EDUARDO POMPA VARGAS

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS UNAM  
COMITÉ TUTOR: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS UNAM  
DR. CARLOS MARTORELL DELGADO  
FACULTAD DE CIENCIAS UNAM

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 2012



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

# POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Centro de Investigaciones en Ecosistemas

Evaluación de la estructura y composición del sotobosque, la regeneración natural y la erosión del suelo bajo plantaciones de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán, México.

# TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

RAFAEL EDUARDO POMPA VARGAS

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS UNAM  
COMITÉ TUTOR: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS UNAM  
DR. CARLOS MARTORELL DELGADO  
FACULTAD DE CIENCIAS UNAM

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 2012

Dr. Isidro Ávila Martínez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 29 de marzo del 2012, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del alumno **POMPA VARGAS RAFAEL EDUARDO** con número de cuenta **95190411**, con la tesis titulada: "**Evaluación de la estructura y composición del sotobosque, la regeneración natural y la erosión del suelo bajo plantaciones de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán, México**", bajo la dirección del **Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup**.

Presidente:	M. en C. Irene Pisanty Baruch
Vocal:	Dr. Eduardo Alberto Pérez García
Secretario:	Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros
Suplente:	Dr. Juan Manuel Dupuy Rada
Suplente:	Dr. Carlos Martorell Delgado

El Comité Académico, aprobó que la integración del jurado se realizará a solicitud del alumno, con cinco **sinodales**, en apego a la nueva normatividad, acogiéndose al artículo **QUINTO TRANSITORIO**, con base en lo establecido en el Artículo 31 del Reglamento General de Estudios de Posgrado.

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Cd. Universitaria, D.F., a 24 de septiembre del 2012.

  
Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga  
Coordinadora del Programa

c.c.p. Expediente del interesado.

## **Agradecimientos**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM.

A la beca número 193463, otorgada por el CONACyT.

Al Proyecto “Generación de criterios y técnicas para la restauración de bosques de coníferas” (SEMARNAT-2002-C01-0760) del cual este trabajo formó parte.

Al Dr. Diego R. Pérez Salicrup, asesor principal de esta tesis, por su paciencia y disposición. A los miembros del Comité Tutorial, Dr. Roberto Lindig Cisneros y Dr. Carlos Martorell Delgado, por el seguimiento otorgado a este trabajo. A los miembros del jurado, Dr. Juan Manuel Dupuy Rada, Dr. Eduardo Pérez García y M. en C. Irene Pisanty Baruch, por sus invaluable comentarios para el mejoramiento de esta tesis.

A mi *alma mater*, la Universidad Nacional Autónoma de México y particularmente al Centro de Investigaciones en Ecosistemas por otorgarme las condiciones necesarias para realizar mis estudios y permitir mi desarrollo como ser humano.

Especial agradecimiento a la Dra. Leticia Merino Pérez y a la M. en C. Irene Pisanty por su amistad y apoyo otorgado a lo largo de mi vida como profesionista.

A las personas que ayudaron a tomar los datos en el campo (Edgar Barajas, Angélica Murillo, Pavka Patiño, Juan Antonio Reynoso, Whaleeha Gudiño y Sandra Mora).  
A Nancy Mejía por el apoyo estadístico.

Al personal del Instituto de Ecología A. C. Centro Regional del Bajío en Pátzcuaro, y al personal del laboratorio de Biogeografía y Conservación del CIECO por la ayuda en la determinación de las especies.

A la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, esperando que este trabajo aporte información relevante para el manejo sustentable que realizan del bosque.

## **Dedicatorias**

A mis padres y hermanos

A Fernanda

A las Tres Joyas

## Índice

<b>Resumen</b>	11
<b>Abstract</b>	12
<b>Introducción</b>	13
La restauración ecológica	13
El papel de las plantaciones forestales como estrategia de restauración ecológica	16
Antecedentes en el conocimiento sobre la regeneración natural de <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i>	19
La vegetación del sotobosque en las plantaciones forestales y su papel en el control de la erosión del suelo	21
Efecto de la ganadería en la vegetación del sotobosque	24
Efecto de la introducción de especies fijadoras de nitrógeno en la vegetación del sotobosque	25
<b>Objetivos</b>	27
<b>Hipótesis</b>	27
<b>Métodos</b>	28
Sitio de estudio	28
Método experimental	31
<i>Evaluación de la cubierta vegetal del sotobosque</i>	33
<i>Evaluación del establecimiento y crecimiento de pinus sp. Y quercus sp.</i>	34
<i>Evaluación de la erosión</i>	34
<i>Cuantificación de la apertura del dosel y de la cercanía de árboles reproductivos</i>	35
Análisis estadístico de los datos	36
<b>Resultados</b>	37
Densidad de individuos	37
<i>Densidad total de individuos</i>	37
<i>Densidad de individuos solitarios</i>	37
<i>Densidad de individuos clonales</i>	40

Densidad de especies	42
<i>Densidad de especies de plantas solitarias</i>	42
<i>Densidad de especies de plantas clonales</i>	43
Composición de plantas solitarias y clonales del sotobosque.	43
Estructura del sotobosque	47
<i>Estructura de plantas solitarias</i>	47
<i>Estructura de las plantas clonales</i>	50
Evaluación de la regeneración de <i>Pinus</i> sp. y <i>Quercus</i> sp.	51
<i>Regeneración de Pinus</i> sp.	51
<i>Regeneración de Quercus</i> sp.	52
Erosión	53
Evaluación de la apertura del dosel	54
Número de árboles reproductivos cercanos a las parcelas experimentales	56
<i>Evaluación del número de árboles reproductivos</i>	56
<i>Evaluación de la distancia de los árboles reproductivos a las parcelas de estudio</i>	57
<b>Discusión</b>	57
Densidad y composición de las especies del sotobosque	57
Estructura	60
Regeneración de <i>Pinus</i>	61
Regeneración de <i>Quercus</i> .	64
Efecto de los tratamientos	65
Erosión	68
<b>Conclusiones</b>	70
<b>Bibliografía</b>	71



## Índice de tablas y figuras

Tabla 1. Densidad de individuos registrados por censo. Se muestran los datos para los organismos solitarios y clonales.	37
Tabla 2. Valores de $F$ obtenidos para la densidad de individuos y especies de los organismos solitarios.	38
Tabla 3. Valores de $F$ obtenidos para cada una de las variables analizadas para las plantas clonales.	41
Tabla 4. Familias, géneros, especies y formas de crecimiento de las plantas encontradas en las parcelas forestales de Nuevo San Juan Parangaricutiro.	44
Tabla 5. Valores de $F$ obtenidos para las variables estructurales de las plantas solitarias.	47
Figura 1. Esquema tradicional de las diferentes opciones de restauración y las rutas que puede seguir un sistema ecológico deteriorado. Tomado y modificado de Hoobs y Norton (1996).	14
Figura 2. Esquema que muestra el esfuerzo requerido para que un sistema ecológico pueda transitar de un estado particular a otro. El proceso de degradación (a) puede “empujar” a un sistema particular (representado por la esfera negra) a un estado difícil de revertir lo cual complica el proceso de restauración (b). Tomado y modificado de Hoobs y Norton (1996).	15
Figura 3. Localización geográfica de la CINSJP.	31
Figura 4. Localización de las parcelas estudiadas. Los cuadros representan a las parcelas de cinco años, los triángulos a las de 10 años y los círculos a las de 15 años. Se muestra también la ubicación de la CINSJP.	32
Figura 5. Ejemplo esquemático de las parcelas experimentales instaladas en las plantaciones forestales de la CINSJP. En el diseño experimental se utilizó un diseño de bloques completamente aleatorizado.	33
Figura 6. Número promedio de individuos solitarios agrupados por tratamiento y fecha en la que se realizó el censo en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.	39
Figura 7. Número promedio de individuos solitarios agrupados por edad de la plantación y fecha en la que se realizó el censo en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.	40

- Figura 8. Número promedio de plantas clonales de las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar. 42
- Figura 9. Número de especies de plantas solitarias del sotobosque encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. 43
- Figura 10. Análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMS) que muestra la distancia de Sorensen (Bray-Curtis) entre censos, tratamientos y edades en términos del número de individuos pertenecientes a las especies registradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. C1 = junio del 2005, C2 = septiembre del 2005, C3 = febrero del 2006, C4 = junio del 2006, y C5 = septiembre del 2006. T1 = cercado + *Lupinus elegans*, T2 = cercado, T3 = control. E5 = plantaciones de 5 años de edad, E10 = plantaciones de 10 años de edad, E15 = plantaciones de 15 años de edad. 45
- Figura 11. (a) Altura, (b) cobertura y (c) número promedio de hojas de las plantas solitarias del sotobosque encontradas en 12 plantaciones forestales de 5, 10 y 15 años de edad en la CINSJP. Las barras muestran el error estándar. 49
- Figura 12. Cobertura promedio de las plantas clonales presentes en el sotobosque de las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar. 50
- Figura 13. Número promedio de plántulas de *Pinus* sp. encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar 51
- Figura 14. Número promedio de plántulas de *Quercus* sp. encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar. 53
- Figura 15. Valores de ganancia del suelo en 12 plantaciones forestales de diferente edad de la CINSJP. 54
- Figura 16. Porcentaje promedio de la apertura del dosel en las plantaciones forestales de diferente edad en la CINSJP. 55
- Figura 17. Número de árboles semilleros de los tres géneros presentes en las plantaciones forestales de diferente edad en la CINSJP. 56

## Resumen

En este trabajo se evaluó la densidad, estructura y composición de la vegetación del sotobosque en 12 plantaciones forestales de tres diferentes edades (5, 10 y 15 años) en función de tres tratamientos aplicados (exclusión de ganado e introducción de una especie fijadora de nitrógeno, exclusión de ganado y control) así como su efecto en la prevención de la erosión edáfica en Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán. Se realizó también una evaluación de la regeneración natural de los dos principales géneros que componen este tipo de vegetación (*Pinus* y *Quercus*) contando el número de plántulas presentes en las parcelas de estudio, y su relación con la apertura del dosel en las plantaciones y de la cercanía de adultos reproductivos. Los resultados obtenidos demuestran que la densidad, estructura y composición de la vegetación del sotobosque de las plantaciones estudiadas están determinadas por la edad sucesional y varían drásticamente en el año dependiendo de la precipitación. Los tratamientos experimentales no definen el comportamiento de las variables analizadas por lo que se deduce que el tiempo de este estudio pudo haber sido insuficiente para evaluar sus efectos, sin embargo muestran un efecto dependiendo de la estación del año. Por otro lado, la abundancia de plántulas de *Quercus* y *Pinus* no se relacionó significativamente con la presencia y cercanía de los adultos reproductivos de ambos géneros ni con los valores de apertura del dosel, por lo que es probable que sean otros los factores que determinen la regeneración natural en el sotobosque. La erosión del suelo en las plantaciones estudiadas no está relacionada con la cobertura de la vegetación. Todos estos datos sugieren que el sotobosque de las plantaciones analizadas es un estrato altamente dinámico que responde diferencialmente a la disponibilidad de recursos y que es necesario analizar más detalladamente los factores que determinan la regeneración natural de los dos principales géneros que componen naturalmente este tipo de vegetación.

## Abstract

In this study we evaluated the density, structure and composition of the understory vegetation in 12 plantations of three different ages (5, 10 and 15 years) in terms of three treatments applied (exclusion of livestock and introduction of a nitrogen-fixing species, exclusion of cattle, and control) as well as their effect on the prevention of soil erosion in Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán. We assessed the natural regeneration of the two main genera that make up this type of vegetation (*Pinus* and *Quercus*) counting the number of seedlings present in the study plots, and their relation to canopy openness in the plantations and the proximity of breeding adults. The results show that the density, structure and composition of the understory vegetation of the plantations studied are determined by successional age and vary dramatically in the year depending on rainfall. Experimental treatments did not define the behavior of the variables analyzed suggesting that the time of this study was insufficient to evaluate their effects, however they show an effect depending of the year season. Moreover, the abundance of *Quercus* and *Pinus* seedlings was not related to the presence and proximity of breeding adults of both genera nor to the values of canopy openness, so other factors may determine natural regeneration in the understory. Soil erosion in the plantations studied was not related to vegetation cover.

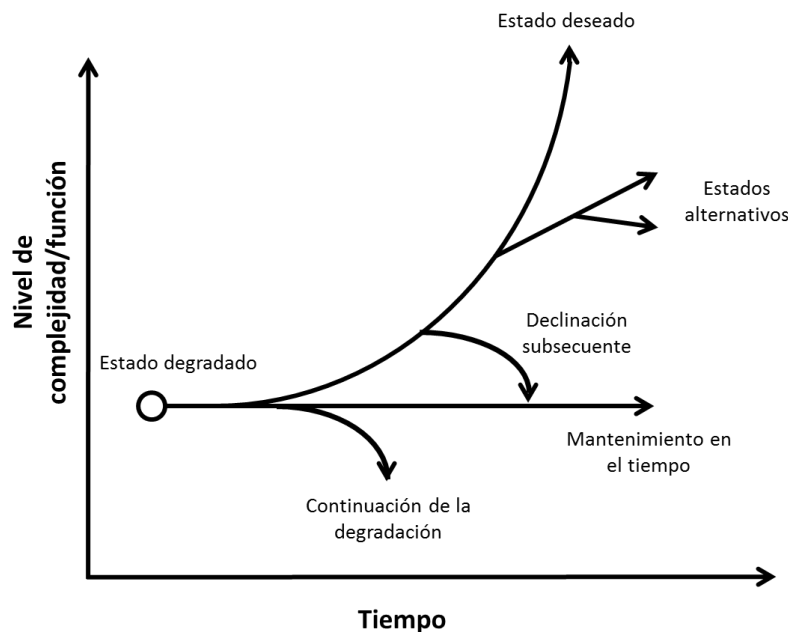
All these data suggest that the understory of the plantations analyzed is a highly dynamic stratum that responds differentially to the availability of resources, so it is necessary to analyze in more detail the factors that determine the natural regeneration of the two main genera that naturally compose this type of vegetation.

## **Introducción**

### La restauración ecológica

El concepto de restauración ecológica (RE) ha sido ampliamente discutido en la literatura y las diferentes definiciones van desde las relativamente simples hasta aquellas que consideran distintos niveles de complejidad. Jackson *et al.* (1995) definen a la RE como aquel proceso que intenta reparar los daños ocasionados a la diversidad y a la dinámica de los ecosistemas nativos por parte de las actividades humanas. Por otro lado el National Research Council (1992) menciona que la RE es el proceso que permite recuperar las condiciones de un ecosistema previas a su perturbación, reparando el daño ecológico y recreando su estructura, emulando el funcionamiento natural y su capacidad de auto regulación de manera integrada con el paisaje en el cual está embebido. Por su parte, la Sociedad para la Restauración Ecológica y la Comisión para el Manejo de Ecosistemas de la Unión Internacional para la Conservación (IUCN por sus siglas en inglés) la definen como el proceso de recuperación y manejo de la integridad ecológica de los ecosistemas dañados por las actividades humanas. En este sentido, la integridad ecológica incluye a la biodiversidad existente, a la estructura y procesos de los ecosistemas, a las prácticas culturales sustentables y al contexto regional e histórico al que pertenecen (SER e IUCN 2004). De esta manera a través del proceso de RE, se intenta entonces emular la dinámica, estructura, función y diversidad del ecosistema a restaurar (Pérez-Salicrup 2005). Las definiciones anteriores involucran la recuperación ideal de los patrones y procesos propios de los ecosistemas originales, lo cual en la práctica puede ser sumamente difícil ya que el devolver un sistema a su estado original conlleva conocer el estado prístino del mismo antes de cualquier disturbio y ponderar cuál etapa sucesional sería más conveniente restaurar (Rodríguez-Trejo 2006) además de sortear diversas variables sociales o

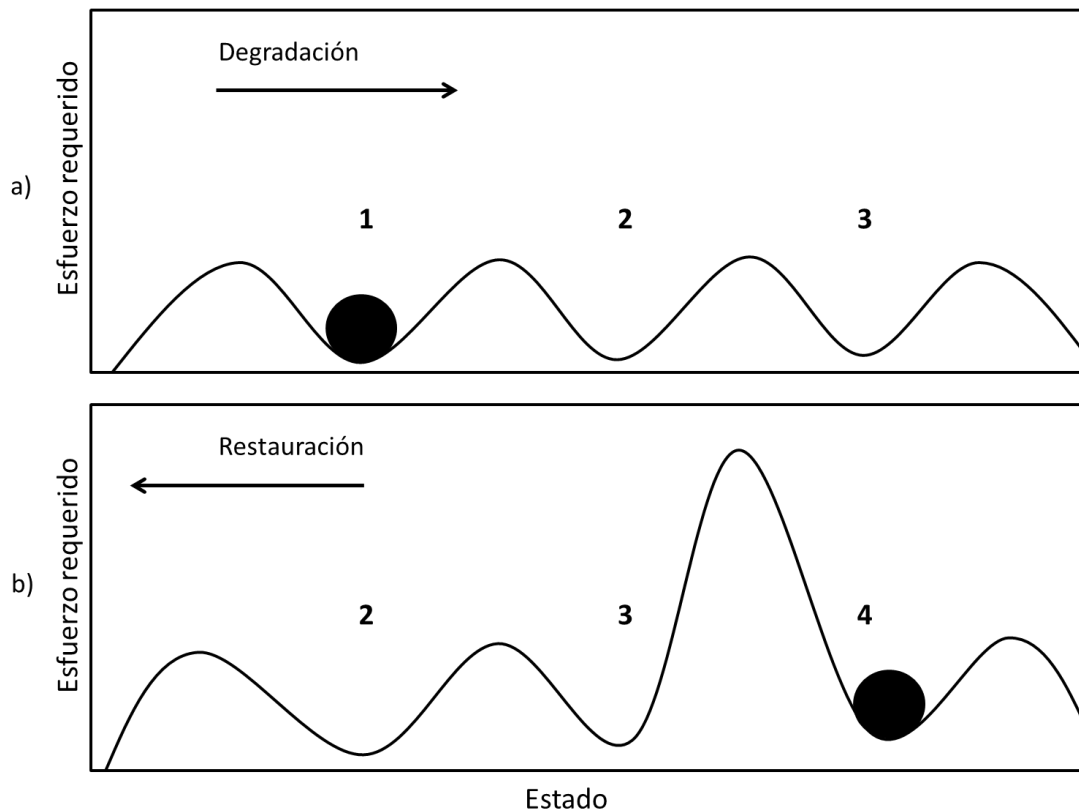
económicas inviables. Para efectos prácticos, Hoobs y Norton (1996) propusieron un esquema que incluye un continuo de actividades que pueden ser consideradas como parte del proceso de RE. Dichas actividades abarcan acciones tendientes a restaurar tanto sitios altamente deteriorados (como localidades dedicadas a la minería), hasta paisajes donde se integran la conservación y la productividad. En la figura 1 se observa el esquema tradicional de un proceso de RE mediante el cual se intenta acelerar aquella trayectoria en la que el sistema ecológico deteriorado pueda alcanzar un estado deseado. Se observan también las diferentes trayectorias que dicho sistema puede seguir.



**Figura 1.** Esquema tradicional de las diferentes opciones de restauración y las rutas que puede seguir un sistema ecológico deteriorado. Tomado y modificado de Hoobs y Norton (1996).

Un modelo alternativo de estados y transiciones propone que un sistema ecológico deteriorado no necesariamente atraviesa una trayectoria particular de manera continua, ordenada y gradual sino que puede experimentar drásticas transiciones entre diferentes estados relativamente estables (Figura 2) (Hoobs y Norton 1996). En este sentido, conocer

cuáles son los factores involucrados en el proceso de transición del sistema de un estado a otro, así como las variables y las causas que están generando la degradación se convierten en un punto central del proceso de RE (Pérez-Salicrup 2005). Así mismo, es importante conocer los umbrales entre cada posible estado del sistema ya que de ser rebasados, pueden ser necesarios grandes esfuerzos de manejo para recrear las condiciones deseadas (Hoobs y Norton 1996) (Figura 2). Igualmente necesario es considerar la capacidad de regeneración inherente de cada ecosistema ante las perturbaciones naturales y aquellas ocasionadas por la actividad humana (Parrotta y Knowles 1999, Hooper *et al.* 2005).



**Figura 2.** Esquema que muestra el esfuerzo requerido para que un sistema ecológico pueda transitar de un estado particular a otro. El proceso de degradación (a) puede “empujar” a un sistema particular (representado por la esfera negra) a un estado difícil de revertir lo cual complica el proceso de restauración (b). Tomado y modificado de Hoobs y Norton (1996).

Una vez rebasado el umbral por el que el sistema deteriorado pasa de un estado relativamente estable a otro pueden entrar en juego otros elementos a considerar tales como la etapa del proceso sucesional en la que dicho sistema se encuentra (Quesada *et al.* 2009) y la disponibilidad de propágulos en el sitio (Martínez-Ramos y García-Orth 2007).

Por ejemplo, en los ambientes perturbados pueden existir barreras para la sucesión como son la falta de microhábitats para la germinación y establecimiento de plántulas de diversas especies, la disminución de los nutrientes y la compactación del suelo, la ausencia de un banco de semillas o plántulas, la carencia de micorrizas y la dominancia de pastos o helechos (Uhl 1987, Parrotta *et al.* 1997, Holl 1999, Peñaloza-Guerrero 2008). En sitios con perturbaciones antropogénicas que se han llevado a cabo a escala de paisaje, se deben considerar elementos adicionales tales como la historia de uso del suelo que determina en gran medida los procesos que afectan la disponibilidad de propágulos y la calidad del sitio y por ende, el patrón sucesional (Martínez-Ramos y García-Orth 2007). La magnitud y frecuencia del disturbio y la presencia de depredadores y parásitos son también determinantes en el proceso sucesional (Grubb 1985, Martínez-Ramos y García-Orth 2007). Lo anterior muestra que existen diversos factores que limitan el proceso de regeneración y determinan la necesidad de realizar esfuerzos de restauración ecológica por lo que es necesario desarrollar marcos teóricos alternativos así como herramientas tecnológicas innovadoras que permitan en lo posible, la restauración del ecosistema (Martínez-Ramos y García-Orth 2007).

#### El papel de las plantaciones forestales como estrategia de restauración ecológica

Se ha sugerido que en ambientes altamente perturbados, como en terrenos donde se ha eliminado la cubierta vegetal prácticamente en su totalidad, las plantaciones forestales



pueden fungir como una herramienta de restauración ecológica, aun cuando las especies que se utilicen sean ajenas al ecosistema nativo (Lugo 1997, Parrotta *et al.* 1997). Se ha documentado también que las plantaciones forestales pueden facilitar el proceso de sucesión, porque su presencia puede modificar las condiciones microclimáticas del sitio, incrementar la complejidad estructural de la vegetación, producir una capa de suelo fértil y mantener a la vegetación del sotobosque lo que facilita el posterior desarrollo de una vegetación secundaria (Geldenhuys 1997, Lugo 1997, Parrotta *et al.* 1997), lo que a su vez conlleva a aminorar procesos degradativos y recuperar diversos servicios ecosistémicos. Dicha estrategia se ha adoptado en diversos países con el fin de restaurar la vegetación original (Lugo 1997) y aunque se ha aplicado principalmente en sistemas tropicales, es posible implementarla en otros ecosistemas, como bosques de pino y pino-encino considerando que los pinos son un género altamente utilizado en la producción de madera (Sánchez-Velázquez *et al.* 2009). Por ejemplo, Geldenhuys (1997) describió que en el sotobosque de parcelas de *Pinus patula*, *P. elliottii* y *P. taeda* en el sur de África, cercanas a bosques relativamente más conservados se encontró un alto número de especies nativas, sobre todo en plantaciones de mayor edad, lo que proporciona una idea del efecto de las plantaciones forestales sobre la regeneración natural del bosque y como estrategia de restauración ecológica.

En México se han realizado diversos trabajos que analizan el fenómeno de la regeneración de especies propias del ecosistema en sitios bajo manejo, sin embargo estos se han enfocado más al estudio de la regeneración de especies de interés comercial. Por ejemplo, Pérez-Segura *et al.* (2007) reportaron que al analizar la regeneración natural de coníferas y latifoliadas resultantes de dos métodos de manejo forestal en parcelas ubicadas en el estado de Tlaxcala, hallaron que particularmente para el método de árboles padre, la

densidad de pinos no es la deseada en términos de aprovechamiento, mientras que Moreno-González *et al.* (2007) evaluaron la regeneración natural en 315 sitios en la sierra de Tapalpa Jalisco a través del método de árboles padre y encontraron que para el caso de los pinos, se presentaron densidades aglomeradas y dispersas.

Existen otros trabajos importantes como el de Blanco-García y Lindig-Cisneros (2005) y el de Lindig-Cisneros (2007) que se realizaron en la meseta purhépecha de Michoacán y en donde se analizaron esquemas para la restauración a través de la protección del suelo forestal mediante acolchados y su posterior efecto en la supervivencia de una especie representativa de un estado sucesional avanzado, *Pinus pseudostrobus*, y de la especie fijadora de nitrógeno *Lupinus elegans*. Por otra parte, Pérez-Salicrup *et al.* (2006) encontraron que los individuos de *Styrax argenteus* se establecen de manera natural en el subdosel de plantaciones de *Cupressus lindleyi*, en un bosque de pino-encino en el Estado de Michoacán y García-Magaña *et al.* (2006) realizaron un estudio sobre los aspectos técnicos y ambientales para el establecimiento de plantaciones forestales como estrategia de restauración en la meseta purépecha.

Aunque existe literatura relacionada con la regeneración de la vegetación bajo el dosel de las plantaciones forestales, es necesario realizar investigación aplicada para proponer estrategias de manejo viables tomando en cuenta las características particulares de cada sitio (Parrotta *et al.* 1997). En este sentido, en algunas zonas de los terrenos de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP) que anteriormente se destinaban a la actividad agrícola, existen actualmente plantaciones forestales que se instauraron mediante la introducción de plántulas de los géneros de interés, particularmente del género *Pinus*. Una vez que se realizan las cortas de regeneración en estas plantaciones, la CINSJP enriquece dichas áreas con plántulas del mismo género, aunque en ocasiones

permite la regeneración natural. Por lo anterior, es importante documentar el proceso regenerativo de las especies comerciales así como la estructura y composición de aquellas que constituyen de manera natural la vegetación del sotobosque de las plantaciones pertenecientes a la CINJSP, para desarrollar el conocimiento base necesario para proponer alternativas de restauración ecológica en los sitios bajo manejo.

#### Antecedentes en el conocimiento sobre la regeneración natural de *Pinus* y *Quercus*

Algunos estudios abordan el fenómeno de la regeneración natural del bosque en diferentes estadios de la sucesión ecológica (Switzer *et al.* 1979, Duffy y Meier 2002, Pérez-Ramos 2007, Musimami-Mwima y McNeilage 2003) y otros más analizan la relación entre la vegetación del sotobosque y aquella que compone el dosel forestal (Metzger y Schultz 1984, Klinka *et al.* 1996, Duffy y Meier 2002, Maher *et al.* 2005). Particularmente para los bosques manejados, se ha encontrado que la riqueza de especies cambia con el tipo de manejo. Aguilar-George (2006) realizó una descripción de los cambios en la diversidad de especies de aves y los gremios alimenticios de la avifauna como respuesta a los tipos de manejo forestal que se realizan en la CINJSP. Aquellos sitios con una mayor complejidad estructural mantienen un mayor número de especies de aves, lo que tiene consecuencias en la dispersión de propágulos en el bosque y la posterior regeneración del mismo (Aguilar-George 2006).

Actualmente se sabe que para *Pinus hartwegii*, los factores más relevantes que promueven su germinación y establecimiento en las primeras etapas de crecimiento son la remoción total de la vegetación aledaña y una apertura media del dosel, mientras que la mortandad aumenta cuando existe una apertura total del mismo (Velázquez-Martínez 1984). Para *Pinus montezumae* las condiciones de exposición, pendiente y profundidad del

horizonte orgánico son los factores más importantes para el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural (Aldrete 1990). Por otro lado, Nájera-Contreras y Bermejo-Velázquez (1999) encontraron que el aumento en la altura y peso en biomasa seca de plántulas de *Pinus ayacahuite* en condiciones de vivero se ven promovidos por la exposición a intensidades de luz del 36% y 15% respectivamente, lo cual además está considerado como una regla general para especies de interés forestal. En un trabajo realizado con tres especies de pinos (*P. patula*, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus*), Aparicio-Rentería *et al.* (1999) encontraron que la calidad del sustrato es de vital importancia para el porcentaje y velocidad en la germinación, siendo diferencial para cada especie.

En bosques mesófilos de montaña con presencia de pino y de pino-encino se encontró que los rodales de pino se establecen en sitios que han estado expuestos a alguna perturbación, por lo que corresponderían una fase temprana de sucesión y potencialmente podrían ser reemplazados eventualmente por especies típicas de bosque mesófilo de montaña (Saldaña-Acosta y Jardel 1991). Los trabajos realizados muestran que aunque el desempeño es diferencial para cada especie, en general las plántulas del género *Pinus* se establecen bien en ambientes con exposición intermedia a la luz.

En lo que toca al género *Quercus*, Quintana-Ascencio *et al.* (1992), evaluaron las tasas de remoción de semillas de *Quercus crispipilis* y el éxito en el establecimiento de plántulas y juveniles de esta especie en sitios con diferente grado de perturbación. Ellos encontraron que tanto las plántulas como los juveniles de *Q. crispipilis* mostraron una baja supervivencia en sitios con poca cobertura forestal, así como en el bosque maduro y que las tasas de remoción de semillas fueron altas en aquellos sitios con mayor cobertura arbórea. Bonfil (1998) encontró que para *Q. rugosa* y *Q. laurina*, el tamaño de la semilla y la

retención de cotiledones afectan substancialmente la supervivencia y crecimiento de las plántulas, lo cual coincide con el trabajo realizado por Bello-González (1994) el cual menciona que la cantidad de reservas alimenticias en la semilla favorece ampliamente el desarrollo de un sistema radicular vigoroso antes de que el sistema de brotes y hojas aparezca. Ramírez-Contreras y Rodríguez-Trejo (2004) encontraron que la calidad de la planta, la orientación de la exposición y el establecimiento en un micrositio con las condiciones adecuadas son determinantes para el establecimiento exitoso de plántulas de *Quercus rugosa*.

#### La vegetación del sotobosque en las plantaciones forestales y su papel en el control de la erosión del suelo

Históricamente, la vegetación del sotobosque ha sido poco estudiada en comparación con los estudios realizados para la vegetación que compone los estratos superiores de los ecosistemas forestales, específicamente para aquellas especies que poseen un interés económico (Yorks y Dabydeen 1999). Sin embargo el sotobosque que compone tanto a las plantaciones forestales como a los bosques naturales, es importante por varias razones. Inicialmente, el sotobosque es en sí mismo un componente de los bosques y por lo tanto un elemento más de la biodiversidad. De hecho, en los ecosistemas forestales templados la riqueza de especies es mayor en este estrato. En promedio, el 80% del total de especies de plantas en el bosque se encuentra en el sotobosque (Gilliam 2007) y es aquí donde las tasas naturales de extinción de las especies que lo componen son mayores respecto a aquellas que conforman el estrato arbóreo (Levin y Wilson 1976). Además, es en el sotobosque donde se lleva a cabo el proceso regenerativo así como el establecimiento de especies de estadios sucesionales más avanzados que posteriormente conformarán el dosel (Ashton *et al.* 1997, Parrotta *et al.* 1997, Lipztin y Ashton 1999) y es también donde se desarrollan importantes

interacciones competitivas con el componente regenerativo del bosque (Gilliam y Roberts 2003, Gilliam 2007) lo que determina en gran medida el rumbo de la sucesión vegetal. Así mismo, el mantenimiento de la vegetación que compone este estrato posiblemente se asocie con el mantenimiento de las condiciones del suelo y el microclima necesarios para la regeneración de todas las especies vegetales (Ashton *et al.* 1997, Parrotta *et al.* 1997, Lipztn y Ashton 1999). Por otro lado, a nivel ecosistémico, la vegetación que compone el sotobosque influye de manera importante en el flujo de nutrientes y energía (Gilliam y Roberts 2003, Fukuzawa *et al.* 2006, Gilliam 2007) y muy probablemente en la manutención de servicios ecosistémicos como el control de la erosión (Ashton *et al.* 1997, Lugo 1997). En este sentido, es relevante documentar la diversidad del sotobosque bajo plantaciones forestales para verificar si su presencia permite mantener procesos y servicios ecosistémicos como la prevención de la erosión edáfica.

Se ha documentado que los procesos y propiedades de los ecosistemas dependen en gran medida de las características ecológicas y funcionales de las especies particulares que los conforman (Hooper *et al.* 2005). Así, un bosque con un mayor número de especies y una mayor complejidad permite que existan más especies animales y una estructura vegetal más compleja, lo que a su vez permite el mantenimiento e integridad de las funciones y los servicios ecosistémicos (Aguilar-George 2006, Quijas *et al.* 2010, Balvanera 2012). Además del número de especies, la composición y los gremios en que dichas especies se organizan, pueden ser un factor clave en el movimiento de materia y energía dentro de un ecosistema porque permiten la manutención de funciones ecosistémicas tales como la productividad primaria y los ciclos biogeoquímicos (Whendee *et al.* 1996).

Lugo (1992) comparó la riqueza de especies y los procesos ecosistémicos en parcelas destinadas a plantaciones forestales y en aquellas que se desarrollaban bosques

secundarios y encontró que aun cuando las plantaciones forestales poseían un menor número de especies respecto a los bosques secundarios, las primeras no presentaron una cantidad menor de acumulación de nutrientes ni de producción primaria neta.

Si bien la vegetación del sotobosque en las plantaciones forestales es un elemento más de la biodiversidad forestal y su presencia determina el mantenimiento de las condiciones edáficas y del microclima necesarios para la regeneración de la vegetación y de especies de estados sucesionales más avanzados, es también cierto que su presencia y diversidad están determinadas por el manejo que se realiza en el bosque (Battles *et al.* 2001, Griffis *et al.* 2001). Por ejemplo, MacGlone *et al.* (2009) encontraron que como respuesta a dos tratamientos forestales: aclareo y quema controlada en un bosque de *Pinus ponderosa* en Arizona, E.U.A., aumentó la diversidad y abundancia de las especies que conforman el sotobosque. Sin embargo en el mismo estudio, también se encontró que las perturbaciones generadas por dichos tratamientos promovieron la invasión de especies no nativas.

Existe una relación entre la capa vegetal que compone el sotobosque, aquella de estratos superiores y la cantidad y heterogeneidad de recursos disponibles, lo que determina que el sotobosque sea un componente altamente dinámico en el ecosistema forestal (Gilliam 2007). Battles *et al.* (2001) encontraron que la composición de especies del sotobosque típicas de estados sucesionales avanzados o tempranos está determinada por los tipos de manejo que se realizan en parcelas forestales. De esta forma, en aquellas parcelas cuyo manejo es intensivo, la riqueza de especies en el sotobosque es mayor pero su composición es típica de estados sucesionales tempranos. De igual manera, Griffis *et al.* (2001) hallaron que la abundancia de gramíneas nativas del sotobosque responde positivamente a las perturbaciones ocasionadas por el manejo mientras que la riqueza

específica no se ve significativamente afectada. Sin embargo y de manera contraria, el número de especies arbustivas de este estrato disminuyó significativamente cuando el manejo fue más intensivo. En términos de recursos, Bartels y Chen (2010) hallaron que la cantidad y la heterogeneidad de la disposición de recursos dependen del estado sucesional del bosque y los patrones de perturbación y que estos elementos en su conjunto, determinan la diversidad de especies en el sotobosque.

De igual manera, existen estudios que exponen la importante variación y dinámica estacional de dicho estrato (McCarthy *et al.* 2001, Small y McCarthy 2002) las cuales pueden también estar asociadas a diferencias en la cantidad de precipitación, radiación solar, exposición de las laderas así como a la presencia de especies clave (Tremblay y Larocque 2001, Small y McCarthy 2002).

#### Efecto de la ganadería en la vegetación del sotobosque

Una de las principales actividades económicas con la que las comunidades forestales complementan sus ingresos es con la ganadería extensiva. En el caso concreto de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan, esta actividad se realiza permitiendo al ganado moverse constantemente entre las parcelas de siembra y las dedicadas a la actividad forestal (Pulido y Bocco 2003). Aun cuando el desmonte para las actividades agropecuarias es una de las principales causas de deforestación en México, son pocos los trabajos que evalúan con detenimiento el impacto que tiene la exclusión del ganado en la integridad de la cobertura vegetal del sotobosque y la información al respecto es escasa y heterogénea.

Hernández-Vargas *et al.* (2000) realizaron un estudio de la repercusión de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea en la Sierra de Manantlán y encontraron que el número de árboles jóvenes es significativamente mayor en sitios sin ganado,



particularmente para el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino, aunque para el bosque de pino-encino el patrón fue el contrario. Por otro lado, existen estudios que mencionan un posible efecto positivo de la actividad ganadera sobre la vegetación. Miceli-Méndez y Ferguson (2006) encontraron que la diversidad y el número de especies dispersadas por ganado bovino y de especies domésticas son relativamente mayores a las reportadas en la literatura, encontrándose entre ellas semillas duras de entre 0.1 a 5 mm, y de 5 a 30 g provenientes en su mayoría de frutos secos e indehiscentes, lo que puede estar hablando de un posible efecto positivo en el proceso de dispersión de las especies consumidas y el potencial del ganado en el manejo de los bosques. Así mismo, en un trabajo realizado en Matiguás, Nicaragua, Sánchez-Merlos *et al.* (2005) encontraron que la dominancia de algunas especies arbóreas en un sitio fragmentado y dominado por potreros son consecuencia tanto de sus características regenerativas como de la dispersión por parte del ganado, particularmente para *Guazuma ulmifolia*. Dichos autores mencionan también que debido a las prácticas realizadas por los campesinos de la región donde se llevó a cabo el estudio y a pesar de estar constituida en gran medida por potreros, el número total de especies encontradas equivale al 10% de las encontradas en el país. Desafortunadamente para el caso de la CINSJP y siendo la ganadería una actividad productiva en la región, se desconoce por completo el papel que juega dicha actividad en la regeneración del bosque de aquellos sitios destinados a la plantación de especies forestales comerciales.

#### Efecto de la introducción de especies fijadoras de nitrógeno en la vegetación del sotobosque

La introducción de especies vegetales que mejoren las condiciones del suelo en sitios degradados ha sido el objetivo de diversos trabajos (Ashton *et al.* 1997, Blanco-García y Lindig-Cisneros 2005, Gómez-Romero *et al.* 2006, Alvarado-Sosa *et al.* 2007). En diversas

ocasiones, se introducen especies pertenecientes a la familia de las leguminosas por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, incorporarlo a sus tejidos y ponerlo a disposición del resto de la comunidad vegetal mediante la constante muerte de porciones de raíz así como una vez que la planta en su conjunto muere. *Lupinus elegans* es una planta leguminosa que crece de manera natural en los terrenos pertenecientes a la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP) y cuya capacidad de mejorar las condiciones del suelo en sitios cubiertos por ceniza volcánica ha sido corroborada (Blanco-García y Lindig-Cisneros 2005). Alvarado-Sosa *et al.* (2007) realizaron experimentos de crecimiento con *L. elegans* y encontraron que la supervivencia de esta especie en el campo depende en gran medida del tamaño de contenedor donde se germina en condiciones de vivero y el tamaño de la plántula al momento de su trasplante. Por otra parte, Gómez-Romero *et al.* (2006) determinaron que con la finalidad de utilizar a *L. elegans* como una especie facilitadora del proceso sucesional, es importante su desarrollo en capas de ceniza no mayores a los 30 cm. Sin embargo aún con esta información, no existen datos que determinen el efecto de *L. elegans* sobre la riqueza y abundancia de especies en el sotobosque bajo plantaciones forestales sobre todo, desarrollándose a partir de la semilla y no del trasplante.

Este trabajo forma parte del proyecto “Generación de criterios y técnicas para la restauración de bosques de coníferas” (SEMARNAT-2002-C01-0760), en el cual se intentan desarrollar técnicas de restauración ecológica apropiadas e incorporarlas a los esquemas de manejo sustentable de los recursos forestales de los bosques de coníferas de la meseta Purépecha. De manera puntual, este trabajo es un elemento más que aporta conocimiento técnico sobre las repercusiones ecológicas de las actividades que la CINSJP

realiza en sus bosques, particularmente las actividades relacionadas con las plantaciones forestales y la regeneración natural del sotobosque dentro de las mismas.

### **Objetivos**

Mediante este trabajo se pretende (a) evaluar la composición y la estructura de la vegetación del sotobosque bajo el dosel de plantaciones forestales de diferente edad; (b) analizar el papel que juega la vegetación del sotobosque de dichas plantaciones en la manutención de procesos y servicios ecosistémicos, particularmente el control de la erosión edáfica; (c) conocer el efecto que tiene la exclusión del ganado sobre la composición y la estructura de las especies que componen el sotobosque así como en la regeneración de dos géneros típicos de este tipo de ecosistema e (d) identificar el efecto que tiene la introducción de una especie de leguminosa sobre la regeneración natural, la composición y la estructura de la vegetación del sotobosque.

### **Hipótesis**

La estructura y composición de especies del sotobosque bajo plantaciones forestales se verá afectada por la edad de la plantación siendo las plantaciones de mayor edad las que muestren una estructura y composición más compleja.

Se espera que en las parcelas cercadas, la regeneración natural del sotobosque sea mayor que en aquellas en donde no se controla el efecto del ganado.

La introducción de *Lupinus elegans* tendrá un efecto positivo en el establecimiento de otras especies del sotobosque y por lo tanto en aquellos sitios con mayor cobertura y densidad de especies habrá menor erosión del suelo.

La densidad de individuos de plántulas de *Pinus* y *Quercus* se verá afectada por la edad de las plantaciones, siendo mayor para ambos géneros, en las plantaciones de edad intermedia dada la apertura media del dosel.

La exclusión de ganado y la introducción de *L. elegans* permitirá el establecimiento de una mayor cantidad de individuos de pinos y encinos debido a la disminución del forrajeo y al enriquecimiento de las plantaciones con esta especie fijadora de nitrógeno.

Finalmente se espera que la cercanía de árboles reproductivos tenga un efecto positivo en el establecimiento de las plántulas de ambos géneros.

## **Métodos**

### Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en la CINSJP, en el estado de Michoacán, México (Figura 3). Aunque no existen datos climatológicos detallados, tanto Medina-García *et al.* (2000) como Velázquez *et al.* (2003) mencionan que la región posee un clima templado con abundantes lluvias en verano. La precipitación media anual va de los 1 200 hasta casi los 1 500 mm concentrando el periodo de lluvias entre mayo y octubre.

La temperatura promedio mensual anual alcanza valores de 15.1 °C y oscila entre -3°C y 18°C y se tienen registros de la presencia de heladas entre 20 y 40 días al año.

La región posee suelos de origen volcánico, constituidos principalmente por rocas ígneas extrusivas del tipo basáltico y andesítico y hasta el año 2000, el 50% del terreno de la CINSJP presentó diversos espesores de ceniza. La altitud promedio está calculada en 2 550 msnm en un rango que va de los 1 900 a los 3 200 msnm.

A partir del año de 1943 el volcán Parícutín — ubicado cerca de la antigua población de San Juan Parangaricutiro — hizo erupción dejando bajo la lava y ceniza las

tierras de la comunidad y forzando a la misma a reubicarse en otro sitio. El volcán Parícutín cesó su actividad en el año de 1954 y desde entonces, se han realizado varios trabajos sobre la historia y la sucesión vegetal que se dio en los primeros 25 años (Trask 1943, Bullard 1947, Egglar 1948, 1959, 1963, Rejmanek *et al.* 1982).

En la actualidad los pobladores de Nuevo San Juan Parangaricutiro, se dedican al manejo forestal, a la venta de productos aserrados y de mobiliario, a la producción de árboles frutales así como al embotellado y comercialización de agua de manantial, a la actividad ecoturística y a la agricultura de temporal y ganadería (Smart Wood Program y Rain Forest Alliance 2006). En el año 2005, 18 139 hectáreas pertenecían a la comunidad y estaban registradas bajo Ley Agraria mexicana (Bray y Merino-Pérez 2005). Actualmente esta comunidad cuenta con una población de 14 000 a 15 000 habitantes, en su mayoría de origen purépecha, aunque solo la gente de mayor edad practica y conserva la lengua indígena (Bray y Merino-Pérez 2005). La CINSJP está considerada como una de las más desarrolladas de México en cuanto a su empresa forestal comunitaria se refiere, en mayor medida por el manejo adecuado sus recursos forestales pero también por su particular historia a partir del derrame del volcán Parícutín (Velázquez *et al.* 2001, Bray y Merino-Pérez 2005).

En los predios pertenecientes a la CINSJP se han descrito nueve comunidades vegetales de las cuales sólo tres son resultado de un proceso de regeneración natural a partir del derrame del Parícutín y el resto son parte de un proceso de regeneración inducida como consecuencia del manejo forestal (Velázquez *et al.* 2001). En el año de 1999, la CINSJP recibió la certificación forestal del programa internacional Smart Wood, la cual ha sido un incentivo para que las actividades forestales de la comunidad se desarrollen bajo un esquema de sustentabilidad y por lo mismo sean evaluadas y monitoreadas. Este trabajo

intenta ser un elemento más que aporte conocimiento técnico sobre la respuesta de la vegetación del sotobosque a las actividades que la comunidad realiza en sus bosques, particularmente las actividades relacionadas con las plantaciones forestales así como el comportamiento de la regeneración natural dentro de las mismas ya que esto puede contribuir al seguimiento e inclusión de algunas observaciones realizadas por el Programa Smart Wood de la Rain Forest Alliance en el año 2006 (Smart Wood Program y Rain Forest Alliance 2006).

Bray y Merino-Pérez (2005) mencionan que desde la década de los ochenta, la CINSJP aprovecha los productos maderables de las plantaciones forestales mediante el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), el cual consiste en la división de los terrenos forestales en bloques de más de 1 000 hectáreas cada uno y en donde se realiza un aprovechamiento por ciclos cada 50 años. Las plantaciones forestales son sometidas a un proceso inicial de corte en donde se extraen los árboles de diámetro más pequeño y aquellos con características desfavorables para la producción maderable, como pueden ser árboles enfermos o con troncos retorcidos. En esta etapa se dejan en pie y a una distancia de 30 a 40 m entre cada uno, solo a los árboles con las mejores características que fungirán como donadores de semillas. Una vez que los árboles procedentes de la regeneración natural se hayan establecido adecuadamente los árboles padres son cosechados aunque algunos de ellos son mantenidos en pie de manera que permitan completar la regeneración natural o proteger las plántulas establecidas cuando éstas no son abundantes. A este proceso se le denomina corta de liberación y su finalidad es liberar o permitir a la nueva masa forestal ocupar toda la superficie. Posteriormente se realizan cortes de aclareo para minimizar la competencia interespecífica por los recursos. Finalmente se realiza el aprovechamiento de mayor cantidad de madera a través de las cortas de regeneración que es

el tratamiento principal de este método y en las cuales se extraen la mayoría de los individuos, incluidos aquellos con las mejores características para el mercado. En este corte se dejan también árboles semilleros distribuidos cada 30 a 40 m (Chapela y Madrid s/a). Al concluir el turno, se realiza un método combinado que permite la regeneración natural procedente de los árboles padre (Smart Wood Program y Rain Forest Alliance 2006) la reforestación con especies pertenecientes de los invernaderos de la comunidad en donde se producen entre 350,000 a 400, 000 plantas cada año (Bray y Merino-Pérez 2005).

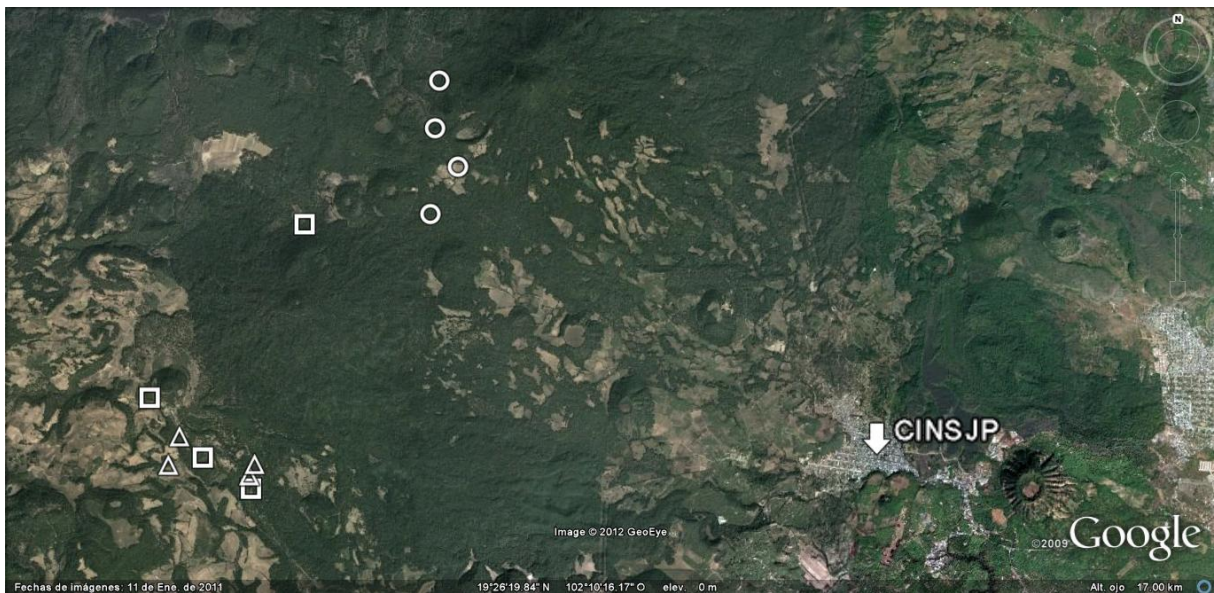


**Figura 3.** Localización geográfica de la CINSJP.

### Método experimental

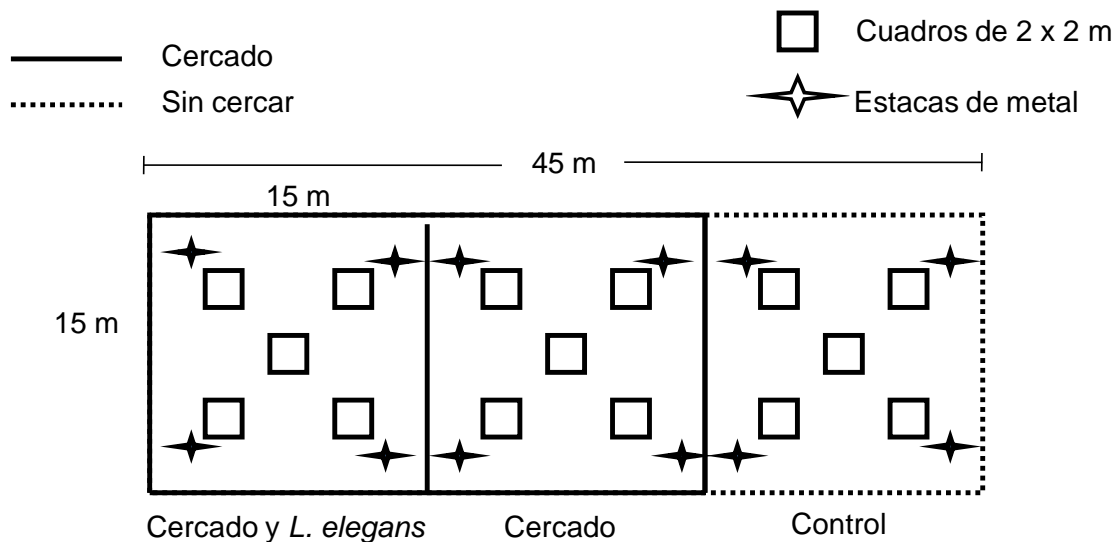
Se eligieron 12 plantaciones de *Pinus pseudostrabus* de 5, 10, y 15 años, cada una con cuatro repeticiones (Figura 4). En cada plantación se marcó una parcela de 15 × 45 m y

cada parcela se dividió en tres subparcelas de 15 ×15 m con un diseño de bloques completamente aleatorizado (Sokal y Rohlf 1981) (Figura 5). En una de las subparcelas se realizó una siembra de *L. elegans* a cada metro, para lo cual se trazaron 15 líneas separadas un metro entre sí, y en cada una se depositaron cinco semillas cada metro luego de remover la hojarasca y la tierra. Las semillas fueron previamente escarificadas con ácido clorhídrico (HCl) a una concentración de 100% durante media hora (Medina-Sánchez y Lindig-Cisneros 2005). En esta y en una segunda subparcela se realizó un cercado para evitar el forrajeo del ganado. La tercer subparcela no recibió ningún tratamiento experimental, y de aquí en adelante se le llamará control.



**Figura 4.** Localización de las parcelas estudiadas. Los cuadros representan a las parcelas de cinco años, los triángulos a las de 10 años y los círculos a las de 15 años. Se muestra también la ubicación de la CINSJP.





**Figura 5.** Ejemplo esquemático de las parcelas experimentales instaladas en las plantaciones forestales de la CINSJP. En el diseño experimental se utilizó un diseño de bloques completamente aleatorizado

#### *Evaluación de la cubierta vegetal del sotobosque*

Para evaluar la estructura y composición de las especies del sotobosque se colocaron sistemáticamente cinco cuadros de  $2 \times 2$  m dentro de cada subparcela (Figura 5). En ellos se midió la altura, cobertura y número de hojas a todas las plantas solitarias y cuyas alturas iban de los 10 a los 50 cm. Dentro de los mismos cuadros se les midió únicamente la cobertura a las plantas que presentan un crecimiento clonal debido a que después de realizar exploraciones con los datos, los cambios en altura y número de hojas se consideraron como variables relativamente constantes a lo largo de los diferentes censos. Todos los individuos se contabilizaron, se colectaron ejemplares y se identificaron hasta nivel de especie con el

apoyo del personal del Instituto de Ecología A. C., Centro Regional del Bajío. Los cuadros fueron establecidos en junio del 2005, y fueron revisitados en septiembre de ese año, y en febrero, junio y septiembre del 2006, para documentar los cambios en el sotobosque a lo largo de las épocas de lluvias y estiaje.

#### *Evaluación del establecimiento y crecimiento de Pinus sp. y Quercus sp.*

En junio del 2005, todas las plántulas de *Pinus* sp. y *Quercus* sp. dentro de cada parcela (independientemente de que se encontraran o no en los cuadros de 2 X 2) se marcaron y se les midió la altura y diámetro a la base del tallo principal. Al cabo de un año, se realizó una segunda evaluación de la regeneración de estas especies con la finalidad de cuantificar la tasa de reclutamiento de las mismas.

#### *Evaluación de la erosión*

Para cuantificar la tasa anual de erosión en las plantaciones de *P. pseudostrobus* de distinta edad, se colocaron cuatro estacas de metal en cada una de las esquinas de las subparcelas arriba señaladas (Figura 5). Las estacas se enterraron a 30 cm, y tenían una marca de pintura al nivel del suelo con la finalidad de evaluar la tasa de erosión medida en milímetros al cabo de un año.

Todas las plantaciones forestales estudiadas se establecieron originalmente sobre cenizas volcánicas procedentes del volcán Parícutín, por lo que en este estudio se consideró al suelo como la capa superficial de materia orgánica en descomposición, por encima del sustrato de ceniza y por debajo de la hojarasca.

### *Cuantificación de la apertura del dosel y de la cercanía de árboles reproductivos*

Adicionalmente a los muestreos de vegetación realizados durante los 15 meses de duración del trabajo, se realizó una exploración de la apertura del dosel de las plantaciones y se evaluó la cercanía de árboles reproductivos que pudieran producir semillas para el establecimiento de nuevos individuos de *Pinus* sp. y *Quercus* sp. reclutados. Dicha exploración se realizó solamente en el mes de junio del 2006.

La exploración de la apertura del dosel se realizó con la ayuda de un densiómetro semi esférico que permite conocer el valor aproximado de la cantidad de dosel abierto calculado en porcentaje. En la zona media de cada cuadro donde se evaluó la vegetación del sotobosque se tomaron cuatro medidas de apertura del dosel, una en cada punto cardinal y al final fueron promediadas calculando así un promedio general de la apertura del dosel por parcela. Los promedios de cada parcela se corrigieron con el valor pertinente para el modelo del densiómetro utilizado (Forest Densimeters, en este caso 1.48) y así obtener el porcentaje de apertura del dosel.

En cuanto a la medición de la distancia entre las parcelas de estudio y los individuos de *Pinus* sp. y *Quercus* sp. en edad reproductiva, se consideraron solo aquellos árboles incluidos dentro de los veinte metros de distancia al borde de cada parcela. Dicha distancia se supuso adecuada para evaluar una posible relación entre la abundancia de los árboles padre en la vecindad de cada parcela, con la densidad de plántulas de cada género.

Cada árbol fue localizado en un pequeño mapa de coordenadas y se registró la distancia exacta de los árboles desde el borde de la parcela, la dirección en la que se encontraban y la especie a la que pertenecían.

### Análisis estadístico de los datos

Los datos de las plantas solitarias y de las plantas clonales se analizaron por separado.

Para el caso de las plantas solitarias, se comparó el número promedio de individuos, el número promedio de especies, y el promedio y las varianzas de las alturas, coberturas y número de hojas. Para el caso de las plantas clonales, se comparó el número de individuos, el número de especies, y la cobertura promedio de los individuos. Para ambos tipos de plantas del sotobosque, estas variables se analizaron en función de los tratamientos experimentales (exclusión de ganado e introducción de *L. elegans*, exclusión de ganado, y control), anidados dentro de cada una de las categorías de edad de cada plantación, y considerando cada censo con un análisis de medidas repetidas (Sokal y Rohlf 1981), utilizando el programa SYSTAT v. 11.

Se realizó un análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMS, por sus siglas en inglés) para conocer la similitud florística entre parcelas. Para determinar si existían similitudes entre los grupos previamente determinados con el NMS, se realizó un procedimiento de multi respuesta por permutación (MRPP por sus siglas en inglés).

Para evaluar la regeneración de *Pinus* spp. y *Quercus* spp. se realizó una prueba de ANOVA anidado (SYSTAT v. 11) para comparar el número de plántulas entre censos y para las tres categorías de edad. Se realizó también un análisis de regresión lineal para evaluar si la presencia de adultos reproductivos así como la distancia de éstos a las parcelas de estudio determinaban la presencia de plántulas de *Pinus* y *Quercus*.

En cuanto a los valores de apertura del dosel éstos se analizaron con un ANOVA anidado en donde se comparó la apertura en cada tratamiento y categoría de edad de las parcelas experimentales. Así mismo, se realizaron análisis de regresión lineal simple para

evaluar si existió alguna relación entre la apertura del dosel y la regeneración de pinos y encinos, la densidad de plantas solitarias y clonales, así como entre la apertura del dosel y la cobertura de las plantas evaluadas en los cuadros.

Los valores de erosión del suelo se analizaron con un ANOVA anidado para evaluar el efecto de los tratamientos dentro de cada categoría de edad. En todos los análisis, el nivel de significancia estadística fue de 0.05.

## Resultados

### Densidad de individuos

#### *Densidad total de individuos*

A lo largo de los cinco censos realizados se registraron 3 644 plantas solitarias y clonales, lo que representa un promedio de 50 611.1 individuos por hectárea. En la tabla 1 se muestra el número de individuos solitarios y clonales registrados en cada censo.

**Tabla 1.** Densidad de individuos registrados por censo. Se muestran los datos para los organismos solitarios y clonales.

	<b>Censo</b>				
	<b>Junio 2005</b>	<b>Septiembre 2005</b>	<b>Febrero 2006</b>	<b>Junio 2006</b>	<b>Septiembre 2006</b>
<b>Número de individuos solitarios</b>	516	1277	355	323	427
<b>Número de individuos clonales</b>	195	260	116	69	106

#### *Densidad de individuos solitarios*

Como resultado del análisis de medidas repetidas, se encontró que el número de individuos solitarios fue significativamente diferente según la edad de las plantaciones y la fecha en la

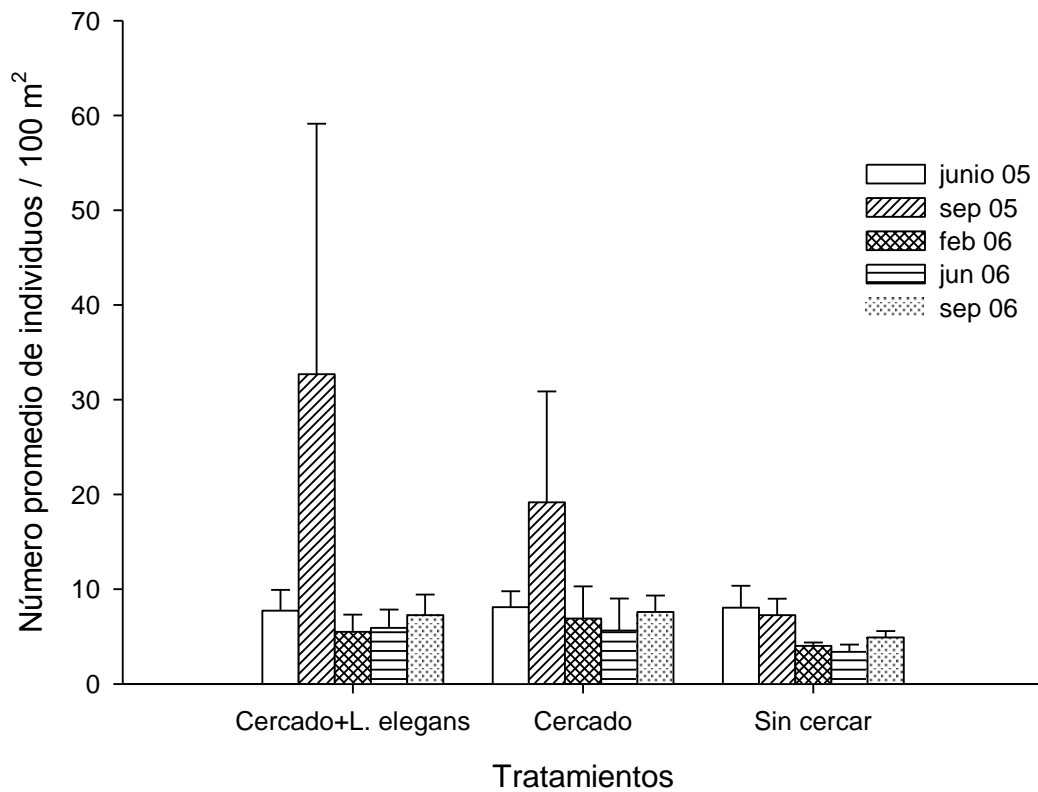
que se realizó el censo. La interacción también fue significativa sin embargo, los tratamientos por sí solos no tuvieron un efecto significativo (Tabla 2).

**Tabla 2.** Valores de  $F$  obtenidos para la densidad de individuos y especies de los organismos solitarios.

Variable	Edad de la plantación	Tratamiento (Edad de la plantación)	Censo	Censo/Edad de la plantación	Censo/tratamiento(Edad de la plantación)
<b>Densidad de individuos</b>	5.266*	1.857	12.97***	10.48***	4.59***
<b>Densidad de especies</b>	0.089	0.607	23.76***	4.68**	1.610

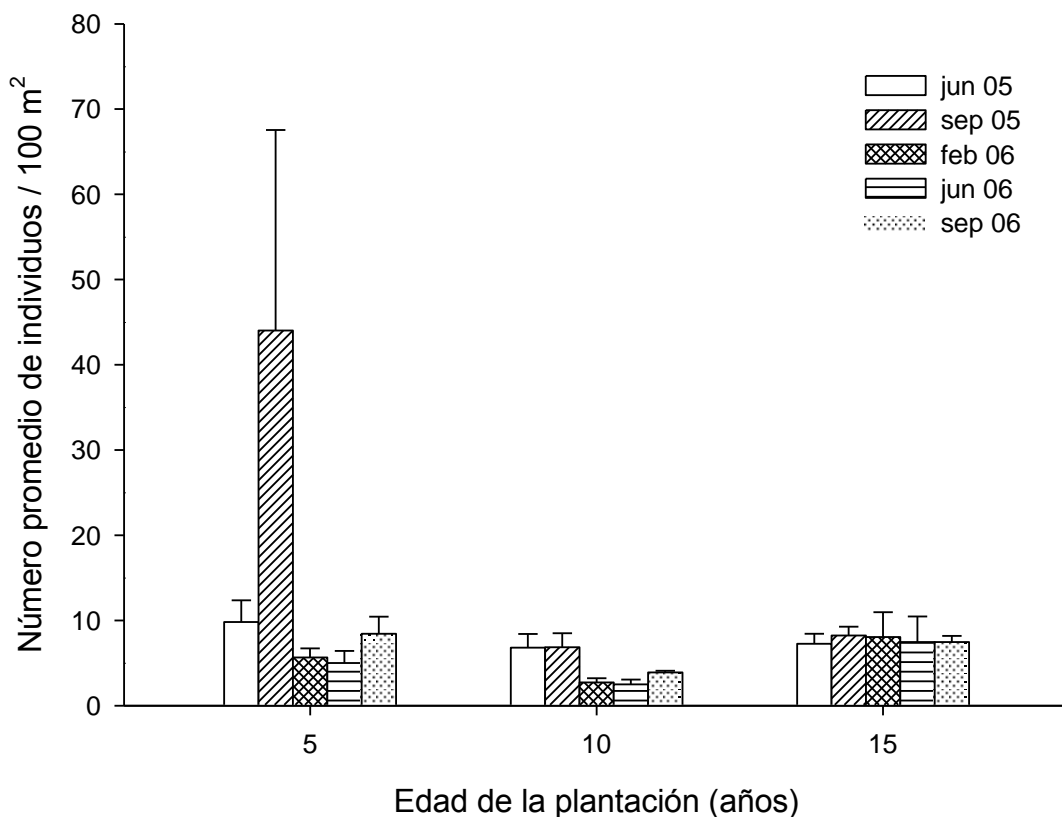
Los asteriscos muestran los valores de significancia: \*  $p \leq 0.05$ ; \*\*  $p = 0.001$ ; \*\*\*  $p = 0.0001$ .

En la figura 6 se puede observar que la densidad de individuos solitarios fue mayor en el mes de septiembre del 2005 para los tratamientos con introducción de *Lupinus elegans* y exclusión de ganado.



**Figura 6.** Número promedio de individuos solitarios agrupados por tratamiento y fecha en la que se realizó el censo en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.

En general, el número promedio de individuos fue mayor en las plantaciones de 5 años, particularmente en el censo realizado en septiembre del 2005 (Figura 6).



**Figura 7.** Número promedio de individuos solitarios agrupados por edad de la plantación y fecha en la que se realizó el censo en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.

#### *Densidad de individuos clonales*

De acuerdo al ANOVA de medidas repetidas, la densidad de individuos clonales difirió significativamente según la edad de las plantaciones, el mes en el que se realizó el censo y la interacción (Tabla 3). Por sí solos, los tratamientos aplicados no tuvieron un efecto estadísticamente significativo en esta variable ni tampoco la interacción entre el censo y el tratamiento (Tabla 3).

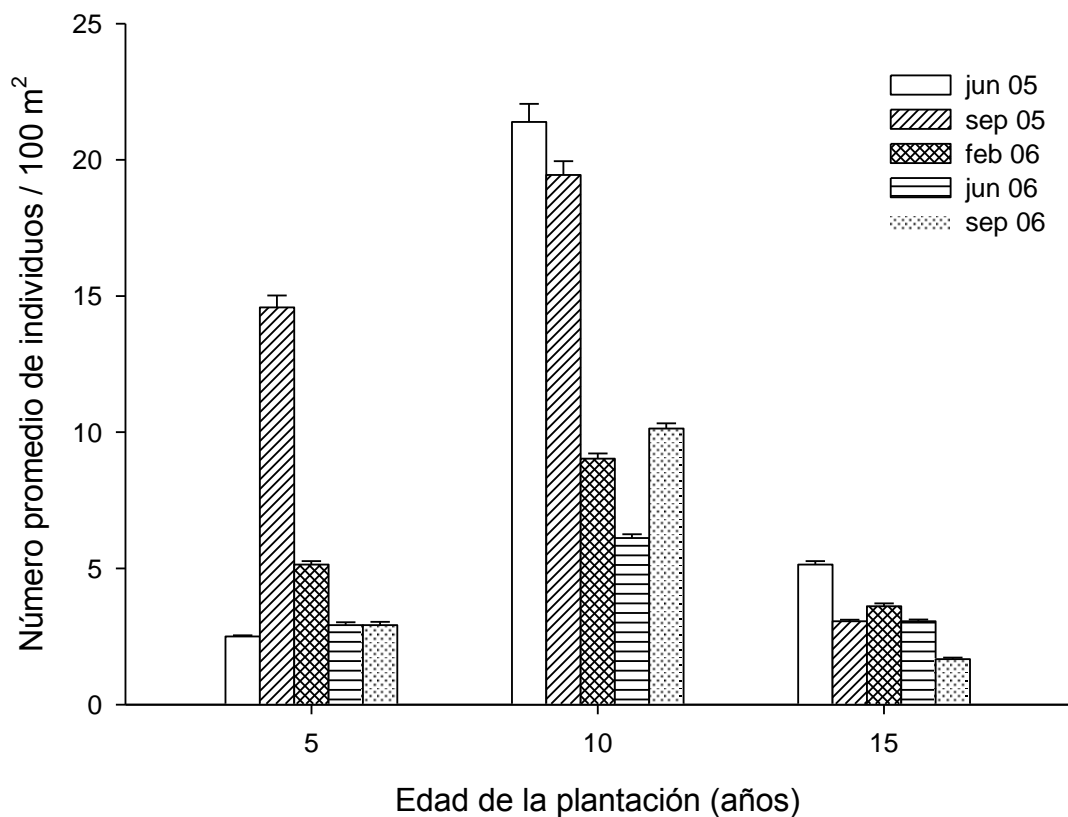


**Tabla 3.** Valores de *F* obtenidos para cada una de las variables analizadas para las plantas clonales.

<b>Variable</b>	<b>Edad de la plantación</b>	<b>Tratamiento (Edad de la plantación)</b>	<b>Censo</b>	<b>Censo/Edad de la plantación</b>	<b>Censo/Tratamiento (Edad de la plantación)</b>
<b>Densidad de individuos</b>	5.04*	0.59	5.06*	2.61*	0.72
<b>Densidad de especies</b>	7.62*	0.73	*** 8.58	2.80*	0.80
<b>Promedio de cobertura</b>	1.28	1.93	5.0**	2.9*	1.94*

Los asteriscos muestran los valores de significancia: \*  $p \leq 0.05$ ; \*\*  $p = 0.001$ ; \*\*\*  $p = 0.0001$ .

Las plantaciones de 10 años son las que presentaron en promedio una mayor densidad de individuos clonales sobre todo para los meses de junio y septiembre del 2005, seguidas de las parcelas más jóvenes (cinco años) para el mes de septiembre del 2005 (Figura 8). En general, el número promedio de individuos clonales en las parcelas de estudio mostró una tendencia a disminuir a lo largo de este trabajo.



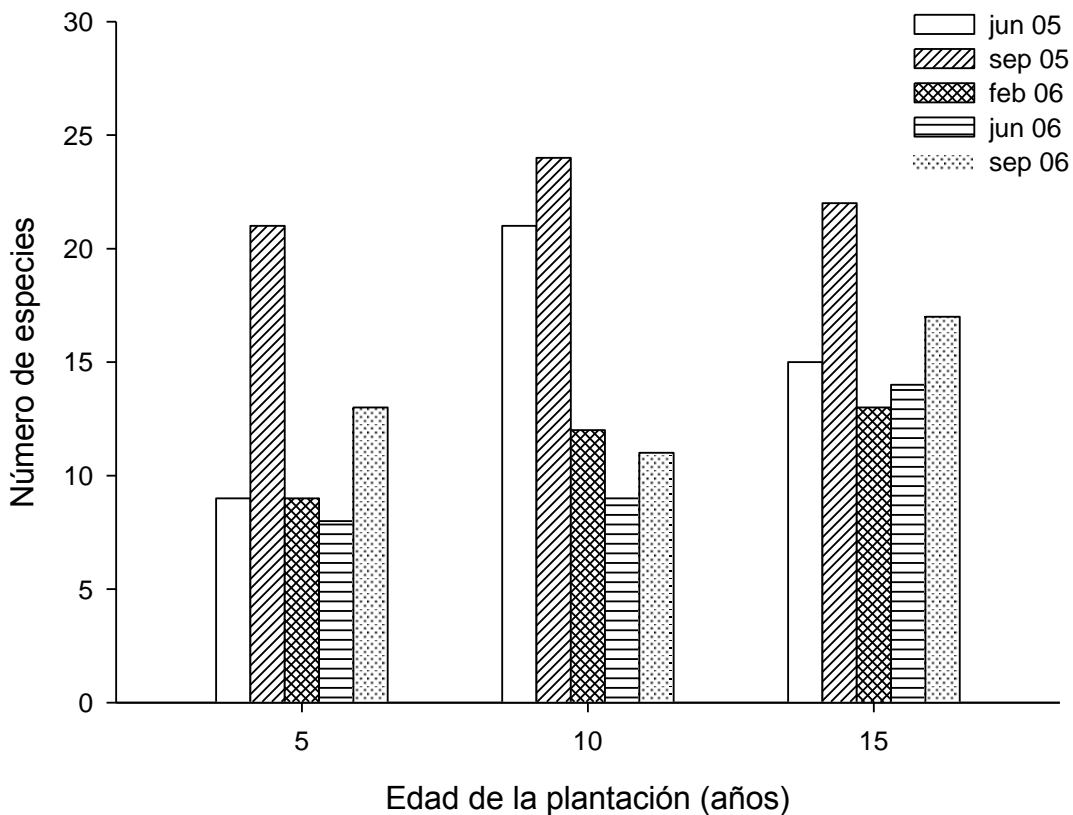
**Figura 8.** Número promedio de plantas clonales de las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.

### Densidad de especies

#### *Densidad de especies de plantas solitarias*

La densidad de especies de plantas solitarias difirió significativamente entre cada uno de los censos y en la interacción del censo con la edad de las plantaciones (Tabla 2).

Septiembre del 2005 fue el mes en el que las plantaciones de las tres edades (cinco, 10 y 15 años) presentaron un mayor número de especies de plantas solitarias respecto al resto de los otros censos (Figura 9). En general se notó un cambio importante del inicio de las lluvias al término de la época del mismo año (junio y septiembre del 2005 a junio y septiembre del 2006).



**Figura 9.** Número de especies de plantas solitarias del sotobosque encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP.

#### *Densidad de especies de plantas clonales*

El número de especies a las que pertenecen los organismos clonales fue significativamente diferente según la edad de las plantaciones, el censo en el que se tomaron los datos y la interacción (Tabla 3). En esta variable, los tratamientos no mostraron diferencias significativas.

#### Composición de plantas solitarias y clonales del sotobosque.

Todas las plantas evaluadas en este trabajo, tanto las solitarias como las clonales, pertenecen a 32 especies de 17 familias de las cuales, la mejor representada fue Asteraceae (con un 25% del total de especies), seguida de Rosaceae y Solanaceae (ca. 10% cada una).

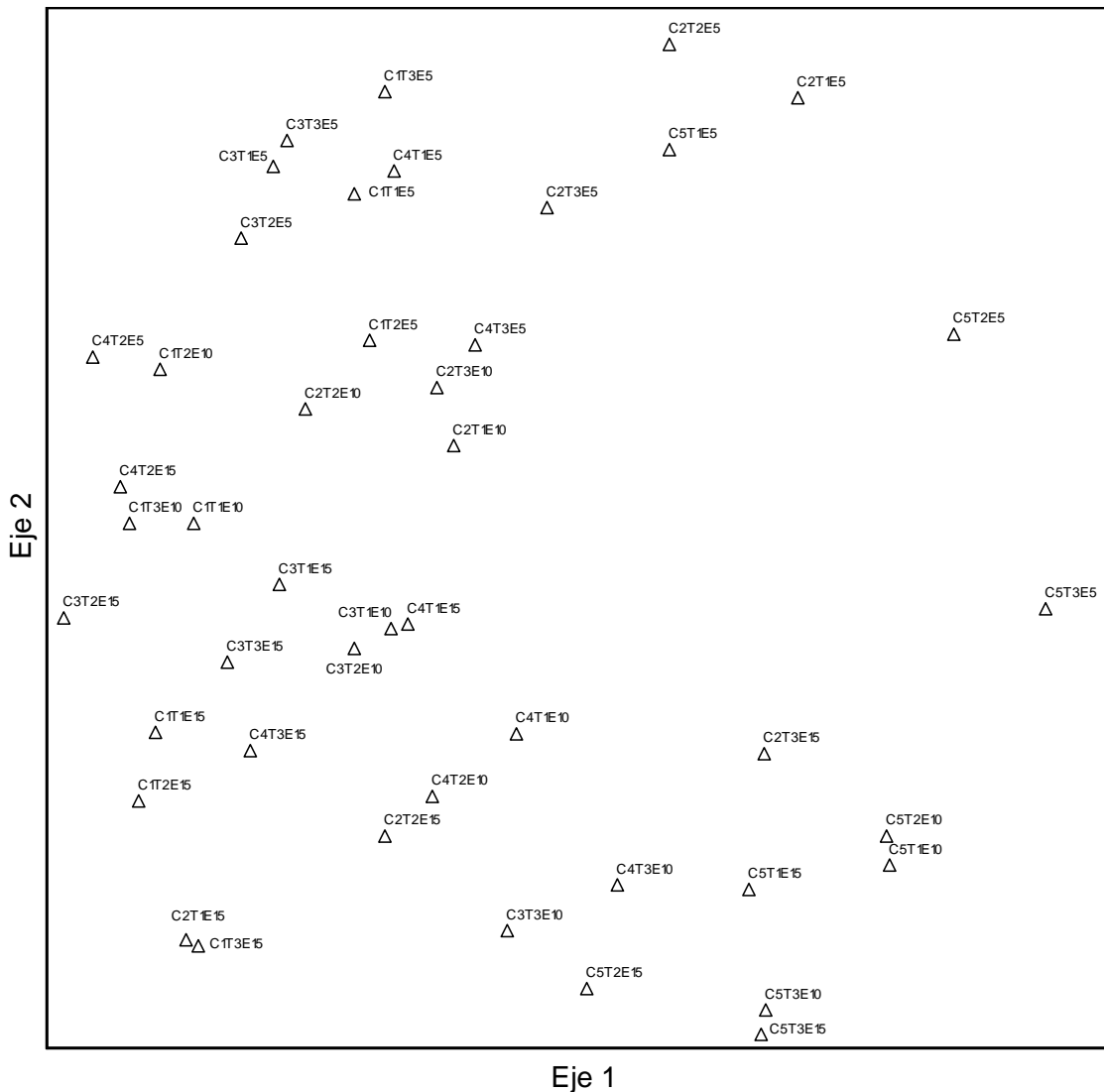
Aproximadamente el 53% de las especies encontradas son hierbas, el 25% son arbustos y el 16% árboles. El porcentaje restante no se pudo ubicar claramente en alguna forma de crecimiento (Tabla 4).

**Tabla 4.** Familias, géneros, especies y formas de crecimiento de las plantas encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP.

<b>Especie</b>	<b>Familia</b>	<b>Forma de crecimiento</b>
<i>Grindelia</i> sp.	Asteraceae	HP, HA *
<i>Adiantum</i> sp.	Adiantaceae	HP *
<i>Helianthemum</i> sp.	Cistaceae	HP *
<i>Commelina</i> sp.	Commelinaceae	HA, HP *
<i>Baccharis</i> sp.	Asteraceae	AB
<i>Eupatorium glabatum</i>	Asteraceae	AB
<i>Eupatorium</i> sp.	Asteraceae	AB, HP *
<i>Gnaphalium americanum</i>	Asteraceae	HA
<i>Gnaphalium</i> sp.	Asteraceae	HA, HP *
<i>Senecio</i> sp.	Asteraceae	HA, HP *
<i>Stevia salicifolia</i>	Asteraceae	AB
<i>Arbutus xalapensis</i>	Ericaceae	AR
<i>Quercus laurina</i>	Fagaceae	AR
<i>Geranium seemannii</i>	Gerianaceae	HP
<i>Lepechinia caulescens</i>	Lamiaceae	HP
<i>Salvia mexicana</i>	Labiataeae	AB
<i>Lupinus elegans</i>	Fabaceae	AB
<i>Trifolium mexicanum</i>	Fabaceae	HP
<i>Oenothera</i> sp.	Onagraceae	AB, HP *
<i>Bletia</i> sp.	Orchidiaceae	HP
<i>Abies</i> sp.	Pinaceae	AR
<i>Pinus</i> sp.	Pinaceae	AR
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantaginaceae	HP
<i>Monnina ciliolata</i>	Polygalaceae	AB
<i>Ranunculus</i> sp.	Ranunculaceae	HP *
<i>Acaena elongata</i>	Rosaceae	AB
<i>Alchemilla aphanoides</i>	Rosaceae	HP
<i>Crataegus mexicana</i>	Rosaceae	AR
<i>Cestrum</i> sp.	Solanaceae	AB
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	HP, AB *
<i>Physalis</i> sp.	Solanaceae	HA, HP *
<i>Valeriana</i> sp.	Valerianaceae	HA, HP *
<i>Verbena</i> sp.	Verbenaceae	HP *

AR = arbórea, AB = arbustiva, HA = herbácea anual, HP = herbácea perenne. El asterisco indica aquellos géneros que no pudieron ser identificados en alguna forma de crecimiento particular.

De acuerdo con el análisis de ordenación NMS, las parcelas experimentales estudiadas muestran afinidades florísticas en términos de las categorías de edad (Figura 10). Las plantaciones de cinco años poseen una composición de especies distinta a las de 10 y 15.



**Figura 10.** Análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMS) que muestra la distancia de Sorensen (Bray-Curtis) entre censos, tratamientos y edades en términos del número de individuos pertenecientes a las especies registradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. C1 = junio del 2005, C2 = septiembre del 2005, C3 = febrero del 2006, C4 = junio del 2006, y C5 = septiembre del 2006. T1 = cercado + *Lupinus elegans*, T2 = cercado, T3 = control. E5 = plantaciones de 5 años de edad, E10 = plantaciones de 10 años de edad, E15 = plantaciones de 15 años de edad.

El análisis de ordenación NMS arrojó una solución adecuada para tres dimensiones. El estrés final máximo para los datos aleatorizados en el tercer eje de la ordenación es de 35.1 (35.8 para el segundo eje y 56.9 para el primer eje). Se muestra el espacio de ordenación solo para los dos primeros ejes debido a que por un lado, el estrés máximo disminuye en 21 unidades entre la primera y la segunda dimensión y solo una unidad entre la segunda y la tercera; y por el otro, a que la lectura en una representación gráfica con más de dos dimensiones complica la interpretación.

Los resultados del NMS mostraron dos grupos de parcelas relativamente diferenciados. Por un lado, las parcelas de 5 años de edad se observaron agrupadas en la parte superior del espacio de ordenación y por el otro, las parcelas de 10 y 15 años de edad, agrupadas en la parte inferior de dicho espacio.

Con los resultados del NMS se realizó un análisis de MRPP para comprobar inicialmente si existían diferencias significativas entre las tres edades de parcelas, encontrando disimilitudes entre las tres categorías de edad ( $T = -15.9$ ;  $\delta = 0.66$ ;  $A = 0.14$ ;  $P < 0.05$ ). Posteriormente se corroboró que también existieran diferencias significativas entre los dos conjuntos de parcelas observados en el espacio de ordenación del NMS (grupo 1: parcelas de 5 años, sección superior del espacio de ordenación; grupo 2: parcelas de 10 y 15 años, sección inferior del espacio de ordenación) hallando disimilitudes estadísticamente significativas ( $T = -12.4$ ;  $\delta = 0.71$ ;  $A = 0.08$ ;  $P < 0.05$ ).

## Estructura del sotobosque

### *Estructura de plantas solitarias*

Los resultados del análisis de varianza de medidas repetidas arrojaron que la altura promedio de las plantas solitarias fue significativamente diferente entre las plantaciones de cinco, 10 y 15 años de edad y entre los diferentes censos realizados (Tabla 5). En general, se observa un patrón de aumento en esta variable para el mes de septiembre del 2005 particularmente para las plantaciones de cinco años (Figura 11 a).

**Tabla 5.** Valores de *F* obtenidos para las variables estructurales de las plantas solitarias.

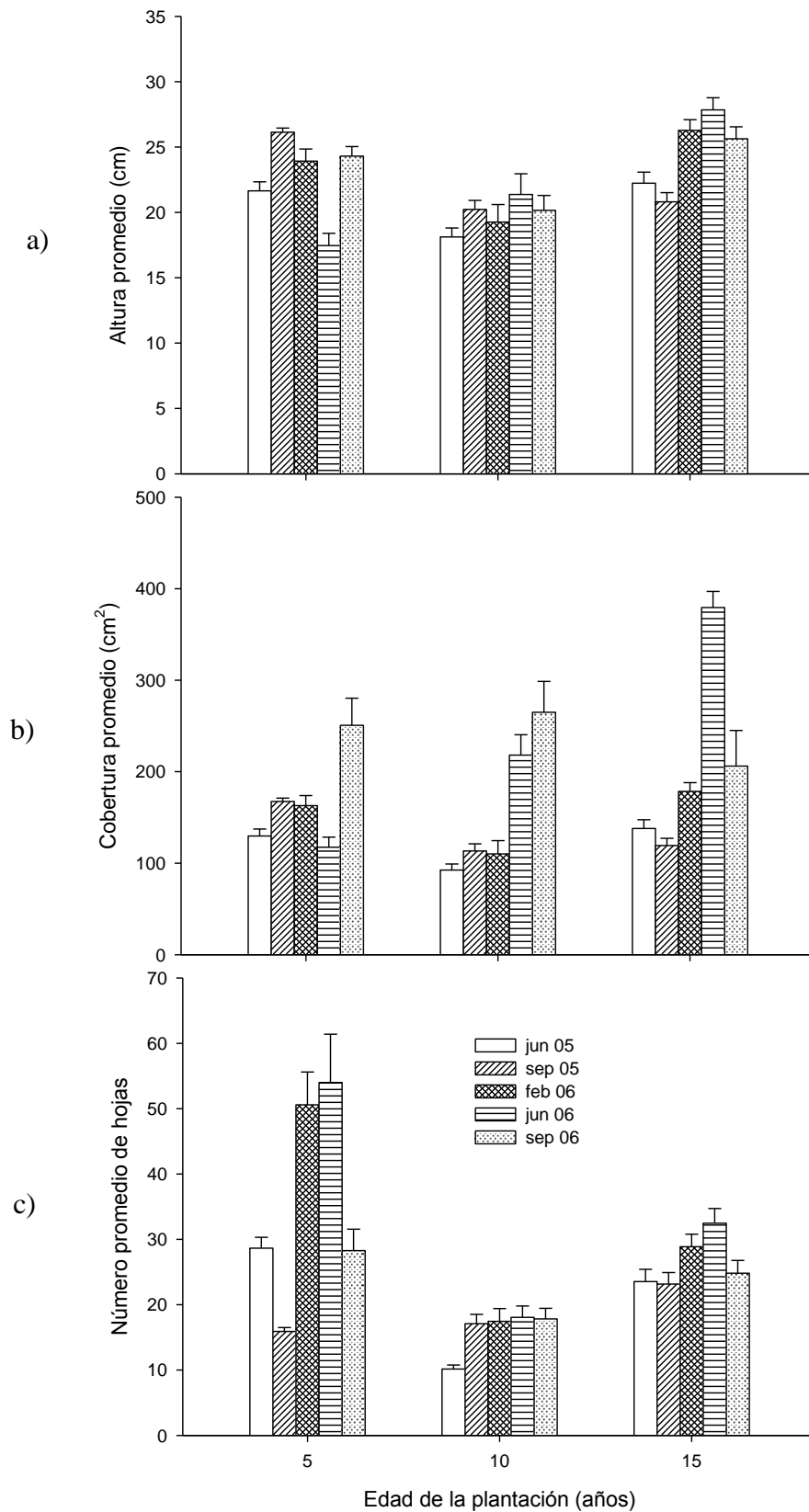
<b>Variable</b>	<b>Edad de la plantación</b>	<b>Tratamiento (Edad de la plantación)</b>	<b>Censo</b>	<b>Censo/Edad de la plantación</b>	<b>Censo/Tratamiento(Edad de la plantación)</b>
<b>Promedio de altura</b>	3.750*	0.790	5.111**	1.719	0.413
<b>Promedio de cobertura</b>	2.524	0.431	7.198***	3.333*	0.312
<b>Promedio del número de hojas</b>	3.324*	0.311	2.443*	0.792	0.483
<b>Varianza de la altura</b>	2.573	0.447	1.347	0.515	0.215
<b>Varianza de la cobertura</b>	0.33	0.35	5.58**	0.17	0.36
<b>Varianza del número de hojas</b>	2.43	0.73	2.27	1.44	0.73

Los asteriscos muestran los valores de significancia: \*  $p \leq 0.05$ ; \*\*  $p = 0.001$ ; \*\*\*  $p = 0.0001$ .

Para el caso de la cobertura promedio de las plantas solitarias, la fecha en la que se realizó el censo y la interacción entre el censo y la edad de las plantaciones mostraron diferencias significativas (Tabla 5). El patrón general que se observa es una tendencia al aumento en cobertura en el mes de septiembre del 2006 para las plantaciones de 5 años, un aumento en los meses de junio y septiembre del 2006 para las de 10 años y un aumento en junio del 2006 para las plantaciones de 15 años (Figura 11 b).

De acuerdo al mismo análisis de varianza, se encontró una diferencia estadísticamente significativa en el número promedio de hojas de las plantas solitarias tanto para la edad de las plantaciones como para la fecha en la que se realizó el censo (Tabla 5). En el caso de esta variable, se observa que las plantaciones de cinco años presentaron más hojas que aquellas de 10 y 15 años. Además se observa una tendencia al aumento en la cantidad promedio de hojas en el mes de junio del 2006, particularmente para las plantaciones de 5 y 15 años (Figura 11 c). Las parcelas de 10 años muestran una cantidad promedio de hojas relativamente homogénea durante el periodo de estudio.



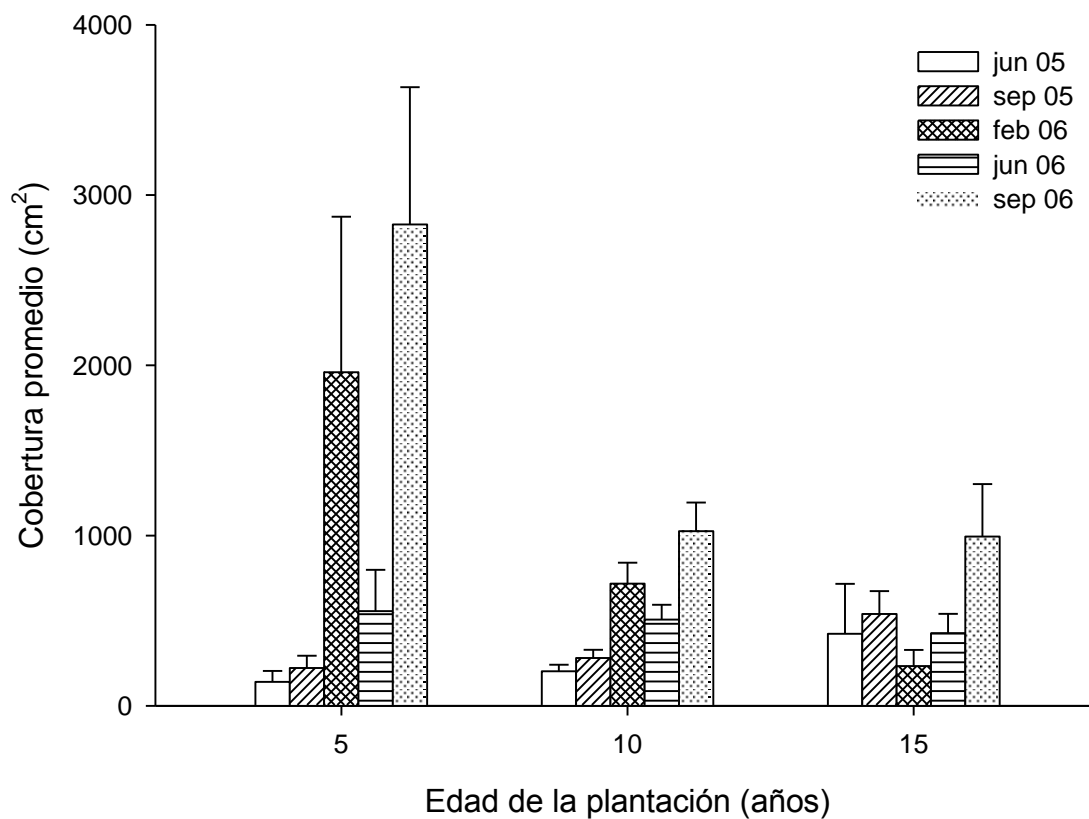


**Figura 11.** (a) Altura, (b) cobertura y (c) número promedio de hojas de las plantas solitarias del sotobosque encontradas en 12 plantaciones forestales de 5, 10 y 15 años de edad en la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.

### Estructura de las plantas clonales

El promedio de la cobertura de las plantas clonales presentó diferencias significativas en las fechas en las que se realizaron los censos y en su interacción con la edad y el tratamiento (Tabla 3).

El promedio de la cobertura de las plantas clonales aumentó en los meses de febrero y septiembre del 2006 siendo las parcelas más jóvenes las que presentaron los valores más altos para esta variable (Figura 12).



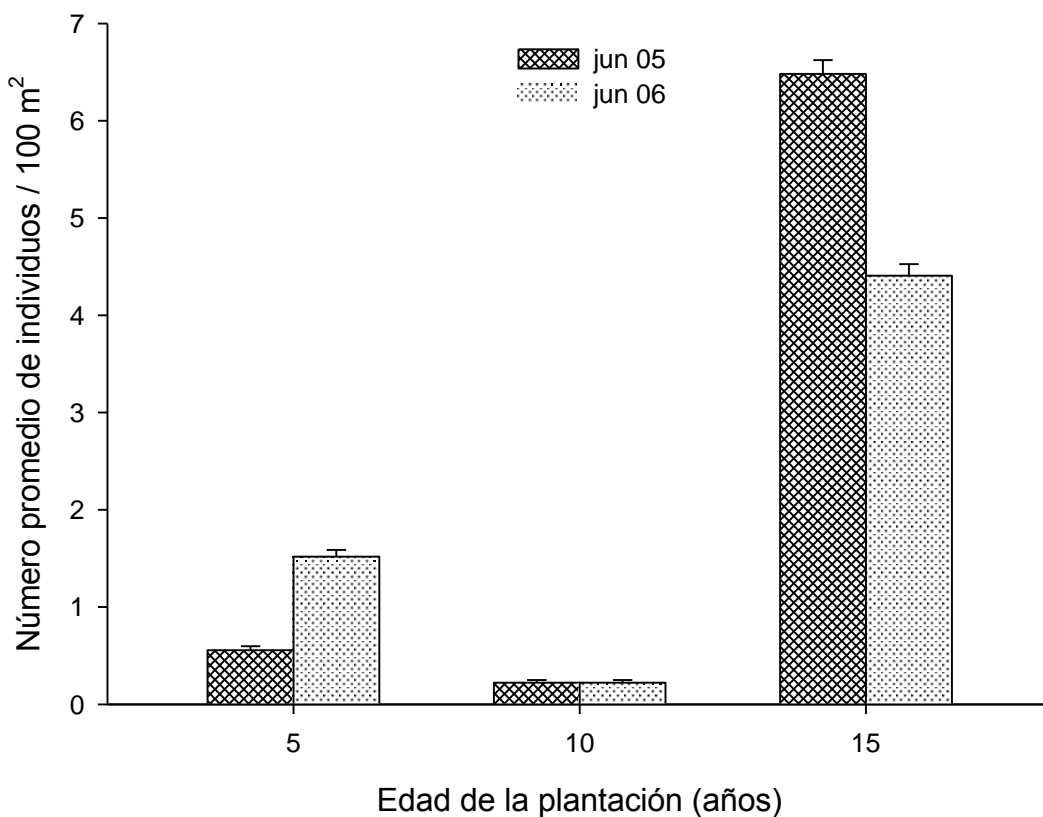
**Figura 12.** Cobertura promedio de las plantas clonales presentes en el sotobosque de las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar

No existe una relación estadísticamente significativa entre la densidad promedio de plantas clonales y su cobertura ( $r = 0.281$ ,  $r^2 = 0.0790$ ,  $P > 0.05$ ).

## Evaluación de la regeneración de *Pinus* sp. y *Quercus* sp.

### *Regeneración de Pinus* sp.

El ANOVA anidado mostró un número promedio de individuos de *Pinus* sp. encontrados en las plantaciones estudiadas significativamente diferente entre aquellas de 5, 10 y 15 años de edad, pero no entre los censos realizados ( $F = 53.9$ ,  $P < 0.05$ ; y  $F = 0.308$ ,  $P > 0.05$  respectivamente). Las parcelas que presentaron un mayor número de individuos son aquellas de 15 años (Figura 13).



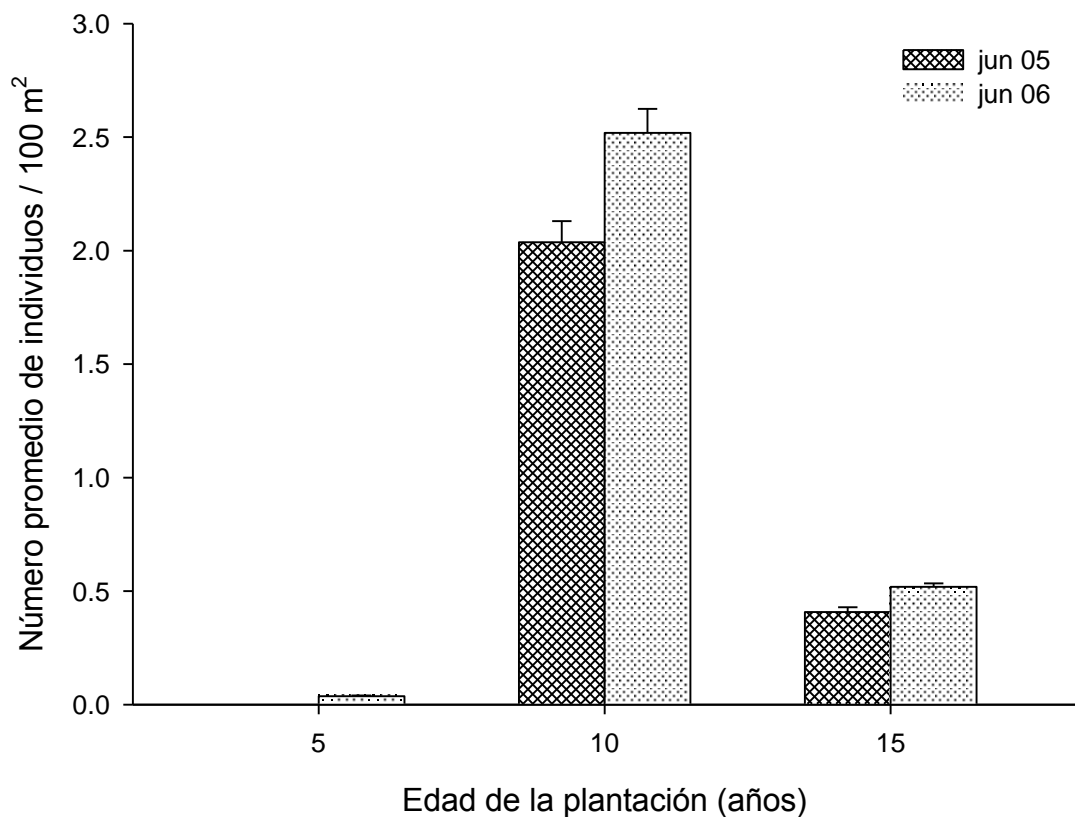
**Figura 13.** Número promedio de plántulas de *Pinus* sp. encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar.

En las parcelas de cinco años hubo un mayor reclutamiento de individuos en 2005 que en 2006 pero es importante considerar que los individuos marcados en el primer año

probablemente no son de la misma cohorte. Las parcelas más viejas (15 años) mostraron un decremento en el número promedio de individuos de un censo a otro (Figura 13), pero el análisis no arrojó diferencias significativas ( $F = 0.03$ ;  $P > 0.05$ ). La densidad total de individuos de *Pinus* sp. reclutados fue mayor en el primer año que en el segundo (7.25 individuos por 100 m<sup>2</sup> y 6.11 individuos por 100 m<sup>2</sup> respectivamente), aunque dichas diferencias no fueron significativas ( $F = 0.05$ ;  $P > 0.05$ ).

#### *Regeneración de Quercus sp.*

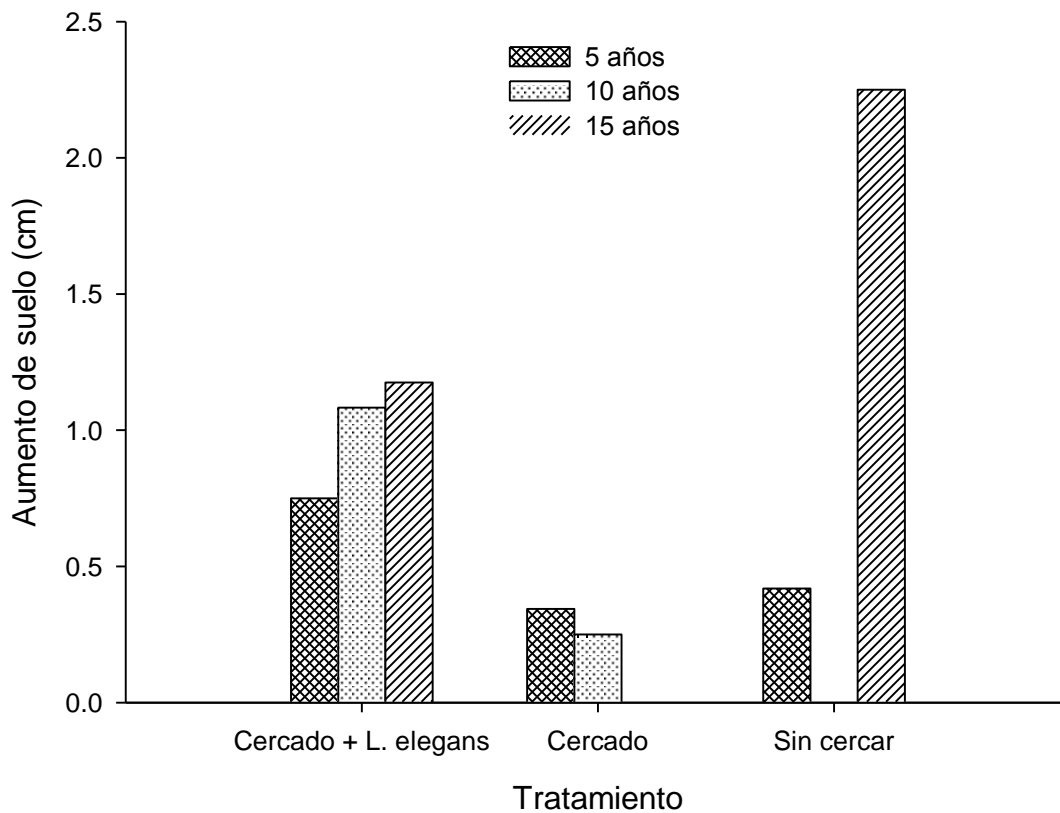
El número promedio de plantas pertenecientes al género *Quercus* encontradas en las parcelas de 10 años fue mayor respecto a aquellas de cinco y 15 años, sin embargo no hubo diferencias significativas ( $F = 0.94$ ;  $P > 0.05$ ). Para junio del 2005 el número de individuos fue ligeramente menor que para el siguiente año, tanto en las parcelas de 10 como en las de 15 años aunque el análisis no mostró diferencias estadísticamente significativas ( $F = 0.08$ ;  $P > 0.05$ ) (Figura 14).



**Figura 14.** Número promedio de plántulas de *Quercus* sp. encontradas en las plantaciones forestales de la CINSJP. Las barras muestran el error estándar

### Erosión

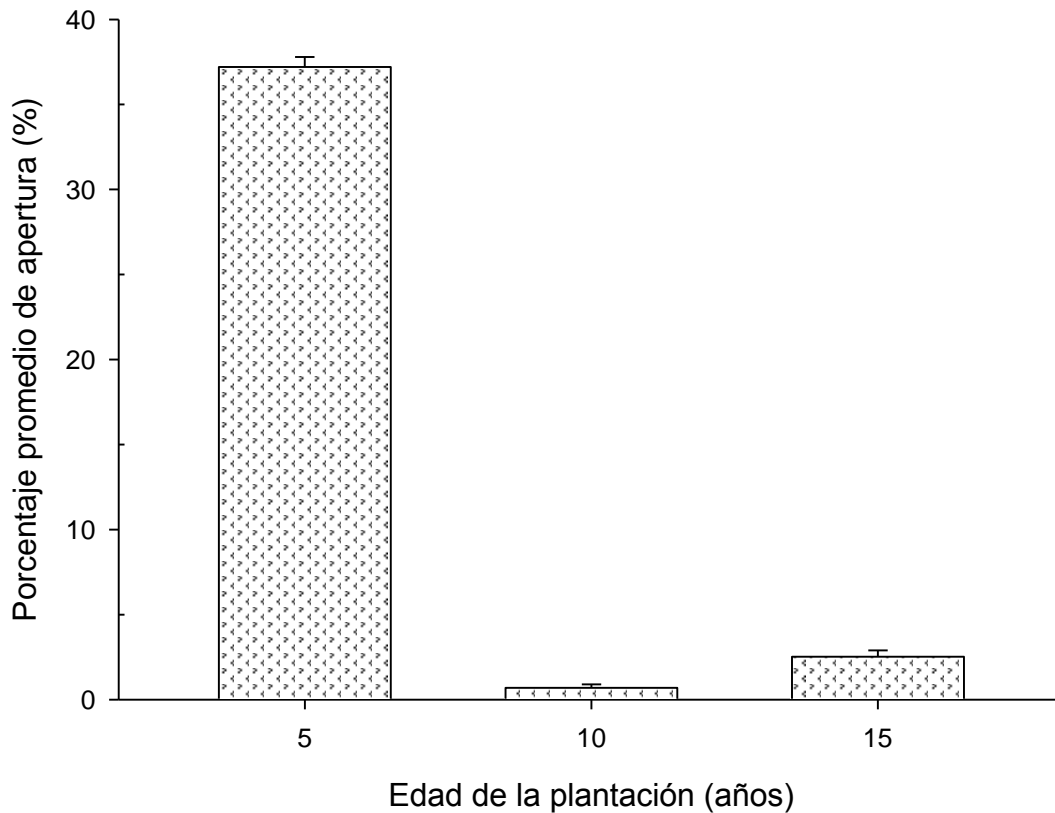
Los resultados mostraron que más del 98% de los valores encontrados en las parcelas fueron positivos es decir, que reflejaron una aparente ganancia de suelo. El análisis estadístico no arrojó diferencias significativas ( $F = 1.50$ ,  $P > 0.05$ ). En la figura 15 se muestran los valores de ganancia de suelo agrupados por tratamiento y edad de la plantación.



**Figura 15.** Valores de ganancia del suelo en 12 plantaciones forestales de diferente edad de la CINSJP.

#### Evaluación de la apertura del dosel

Entre las plantaciones de 10 y 15 años, la apertura del dosel fue similar pero existió una diferencia estadísticamente significativa respecto a las parcelas más jóvenes, es decir, las de cinco años ( $F = 102.09$ ;  $P < 0.05$ ) en donde la apertura del dosel fue mayor. En la figura 16 se muestran los valores del porcentaje de apertura del dosel para las plantaciones de cinco, 10 y 15 años.



**Figura 16.** Porcentaje promedio de la apertura del dosel en las plantaciones forestales de diferente edad en la CINSJP.

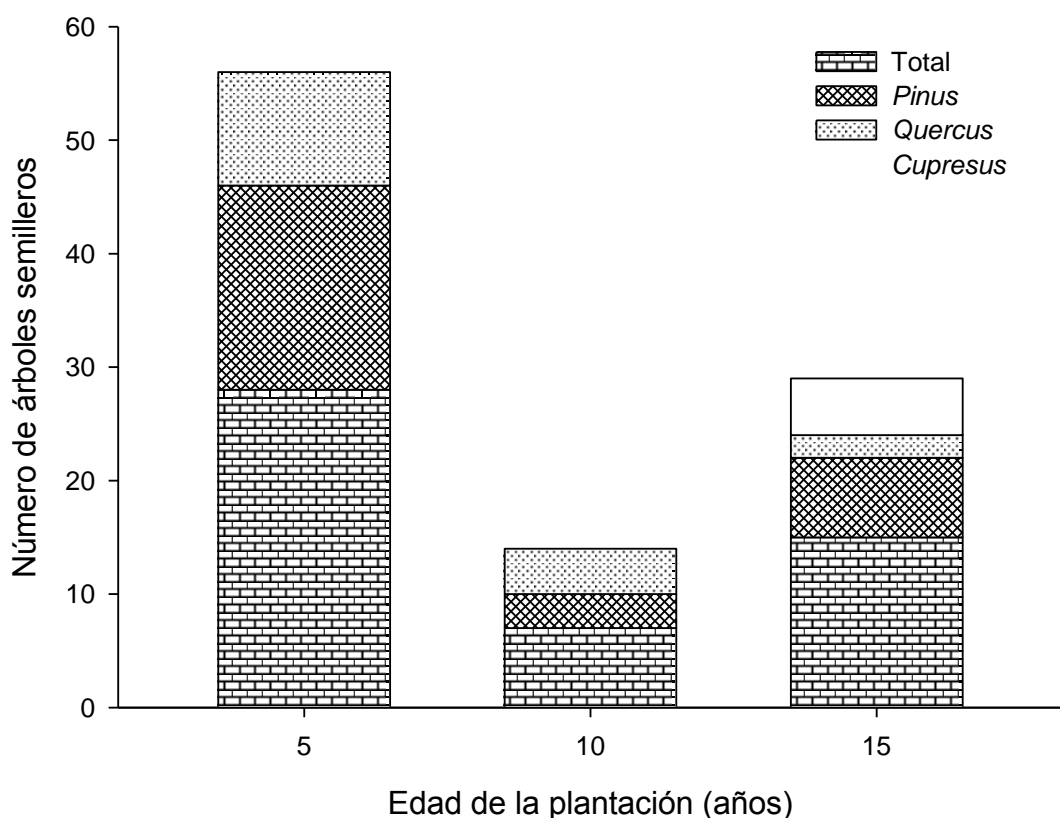
La apertura del dosel no mostró una correlación significativa con la abundancia de *Pinus* sp. y *Quercus* sp. ( $r = -0.178$ ,  $r^2 = 0.0317$ ,  $P > 0.05$ ;  $r = -0.660$ ,  $r^2 = 0.436$ ,  $P > 0.05$ ), sin embargo, para ambos casos se presentó una correlación negativa es decir, cuando la apertura del dosel fue mayor, la densidad de individuos de *Pinus* y *Quercus* disminuyó. Para el caso específico de los encinos, el nivel de significancia para esta prueba fue marginal ( $P = 0.053$ ).

Respecto a la relación entre la densidad de individuos solitarios y modulares con los valores de apertura del dosel, tampoco se encontró una correlación significativa ( $r = 0.01$ ,  $r^2 = 0.0002$ ,  $P > 0.05$ ;  $r = 0.450$ ,  $r^2 = 0.203$ ,  $P > 0.05$ ).

## Número de árboles reproductivos cercanos a las parcelas experimentales

### *Evaluación del número de árboles reproductivos*

Tanto en las parcelas de cinco como en aquellas de 15 años, los individuos reproductivos del género *Pinus* fueron más abundantes respecto a los de los géneros *Quercus* y *Cupressus*, sin embargo no existieron diferencias significativas ( $F = 2.081$ ,  $P > 0.05$ ; Figura 17).



**Figura 17.** Número de árboles semilleros de los tres géneros presentes en las plantaciones forestales de diferente edad en la CINSJP.

El número total de individuos reproductivos fue significativamente distinto en las parcelas de cinco, 10 y 15 años ( $F = 8.971$ ;  $P < 0.05$ ). Para las parcelas más jóvenes se



encontró un mayor número de individuos reproductivos respecto a las de 10 y 15 años (Figura 17).

No se halló una correlación significativa entre la presencia de árboles reproductivos de *Pinus* y *Quercus* con las plántulas de los mismos géneros encontradas durante el año de observación ( $r = 0.068$ ,  $r^2 = 0.005$ ,  $P > 0.05$ ;  $r = 0.347$ ,  $r^2 = 120$ ,  $P > 0.05$ ; respectivamente).

#### *Evaluación de la distancia de los árboles reproductivos a las parcelas de estudio*

La distancia de los árboles reproductivos no se relacionó significativamente con la presencia de plántulas en las parcelas de estudio (*Pinus*:  $r = 0.460$ ,  $r^2 = 0.211$ ,  $P > 0.05$ ; *Quercus*:  $r = 0.206$ ,  $r^2 = 0.042$ ,  $P > 0.05$ ).

## **Discusión**

### Densidad y composición de las especies del sotobosque

El número total de individuos encontrados durante los 15 meses de observación presentó sus valores más altos en el mes de septiembre del 2005 (Tabla 1). Lo anterior coincide con el pico de la precipitación en la región (Velázquez *et al.* 2003). A nivel ecofisiológico, los organismos requieren una serie de recursos y condiciones necesarios para que puedan llevar a cabo las funciones biológicas básicas de supervivencia, crecimiento y reproducción. En el caso de las comunidades vegetales terrestres, recursos tales como la cantidad y calidad de radiación solar, la presencia de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, los nutrientes minerales y la disponibilidad de agua, son elementos que determinan su distribución y abundancia (Begon *et al.* 2006). Estudios como los de McCarthy *et al.* (2001), Tremblay y Larocque (2001) y Small y McCarthy (2002), demuestran que existe una variación y dinámica estacional de la

capa herbácea del suelo forestal en función de la disponibilidad estacional de recursos así como de aquellos resultantes del manejo que se le otorga al bosque.

Basados en los registros de la estación agrometeorológica El Durazno, ubicada hacia el límite sur de la CINSJP y a una altitud de 2 300 msnm, Medina-García *et al.* (2000) encontraron que los valores promedio mensuales de precipitación en años anteriores se concentraron justamente en los meses de julio y septiembre. Lo anterior puede ser entonces una explicación del aumento en el número de individuos durante la temporada de lluvias. Al comparar la densidad de individuos entre septiembre del 2005 y septiembre del 2006 se pudo observar que en el primer año la cantidad de plantas fue mucho mayor (figuras 7 y 8). Dichos hallazgos pudieran ser el resultado de la variación interanual en los valores de precipitación sin embargo y debido a la carencia de datos climatológicos detallados para la región es difícil atribuir el comportamiento de la abundancia de las plantas a la variación estacional de la precipitación y por ende, de la disponibilidad del recurso hídrico.

La abundancia de organismos solitarios y clonales presentó diferencias significativas entre las parcelas de diferentes edades (Tablas 2 y 3). Para el caso de las parcelas más jóvenes dicho comportamiento podría explicarse parcialmente porque la apertura del dosel fue significativamente mayor (Figura 16) permitiendo con esto que la radiación solar alcance los estratos más bajos y a su vez permita el establecimiento de un mayor número de plantas solitarias y clonales. Aunque no existe una relación significativa entre los valores de apertura del dosel y los patrones de densidad de las plantas solitarias y clonales, es importante destacar que la evaluación de la apertura solamente se realizó una vez durante el periodo de estudio lo cual puede ocultar un posible patrón estacional en la disponibilidad de luz que no fue registrado en este trabajo.

En este estudio se encontró que por sí sola y en su interacción con el censo, la edad de las plantaciones también determina la densidad de plantas en el sotobosque (Tablas 2 y 3). Lo anterior coincide con algunos estudios que reportan que la cantidad y heterogeneidad de recursos dependen del estado sucesional del bosque por lo que la diversidad de especies se ve modificada (Bartels y Chen 2010). En este sentido es posible que haya existido una respuesta diferencial de las plantas que componen el sotobosque a la disponibilidad temporal de recursos que pudieran ser explotados por especies con historias de vida particulares. Por ejemplo *Acaena elongata* es una especie que se encontró prácticamente en todas las parcelas durante todos los meses de estudio. Esta es una especie arbustiva esclerófila que se ha encontrado en estados tempranos e intermedios de la sucesión vegetal y en comunidades que presentan bajas temperaturas y poca productividad (Llambí *et al.* 2003) por lo que podría considerarse como una especie tolerante al estrés. Por otro lado, *Gnaphalium americanum* es una planta herbácea anual que se encontró solamente en algunos censos y no en todas las parcelas. Por lo tanto, el hecho de que los recursos se encuentren diferencialmente disponibles a lo largo del año y de la sucesión vegetal permite que sean aprovechados según las características propias de cada especie lo cual a su vez determina la composición de la vegetación del sotobosque. Otras especies que se encontraron prácticamente en todos los censos fueron *Geranium seemannii*, *Lepechinia caulescens*, *Alchemilla aphanoides*, *Bacharis* sp., *Gnaphalium* sp. y *Helianthemum* sp.

Algunos autores mencionan que la diversidad de especies del suelo forestal se ve también afectada por el tratamiento que recibe el bosque (Battles *et al.* 2001, Griffis *et al.* 2001, MacGlone *et al.* 2009). De esta forma, las especies encontradas en el sotobosque pudieron haber respondido a las condiciones que generan las perturbaciones propias del manejo.

En términos de la composición de especies, el análisis de ordenación mostró que la esquina superior izquierda del espacio de ordenación NMS muestra una nube de puntos que contiene la mayor parte de las plantaciones de cinco años mientras que en la esquina inferior izquierda se agrupan en su mayoría, las plantaciones de 10 y 15 años (Figura 10). Debido a que existen diferencias significativas en la composición de especies entre grupos de edad ( $T = -12.4$ ;  $\delta = 0.71$ ;  $A = 0.08$ ;  $P < 0.05$ ), se puede concluir que entre las parcelas más jóvenes hay una mayor similitud florística respecto a las demás. A excepción de una parcela, las demás plantaciones de cinco años se encontraban espacialmente cercanas entre sí, lo que podría explicar dicho resultado.

### Estructura

Tanto la altura como la cobertura de las plantas solitarias tendieron a aumentar en los meses de lluvia, es decir, en junio y septiembre de ambos años y a reducirse en la época de estiaje (Figuras 11a y 11b). En el caso de las plantas clonales el patrón fue más o menos el mismo; un aumento en la cobertura, sobre todo en septiembre de 2006 y una disminución en la época de sequía (Figura 12), sin embargo, la cobertura presentó también un aumento importante en el mes de febrero del 2006 sobre todo en las plantaciones de cinco años. Al comparar el número de individuos clonales (Figura 8) con su cobertura (Figura 12) podría deducirse cualitativamente que cuando la densidad disminuyó la cobertura aumentó, es decir, hubo una menor cantidad de plantas pero estas son fueron más grandes. Sin embargo, después de haber realizado un análisis de regresión lineal simple, no se encontró una relación significativa entre estas dos variables.

Aunque no existe una relación estadísticamente significativa entre la cobertura de las plantas clonales con los valores de la apertura del dosel ( $r = 0.398$ ,  $r^2 = 0.158$ ,  $P > 0.05$ ),

de manera cualitativa se observó que justo en aquellas plantaciones donde la apertura del dosel mostró los valores significativamente más altos (plantaciones de cinco años, Figura 16), la cobertura de las plantas clonales fue mayor (Figura 12). Lo anterior podría estar hablando de la importancia de la radiación solar que alcanza los estratos bajos del dosel y la relación entre la vegetación del sotobosque y aquella que compone el dosel de las plantaciones (Tremblay y Larocque 2001, Small y McCarthy 2002). Por lo anterior, sería importante evaluar en estudios posteriores la posible relación entre la densidad de plantas del sotobosque así como su cobertura, con la disponibilidad de luz midiendo en cada plantación y en cada temporada la cantidad y calidad de radiación solar a nivel del sotobosque.

#### Regeneración de *Pinus*

Velázquez-Martínez (1984) encontró que para *P. hartwegii*, una apertura media del dosel forestal es benéfica para su germinación y probablemente también para su establecimiento. En el caso de *Pinus ayacahuite*, Nájera-Contreras y Bermejo-Velázquez (1999) mencionan que la exposición a la radiación solar en coberturas intermedias del dosel tiene como consecuencia un mejor desempeño de las plántulas en condiciones de vivero. En general se plantea que las especies de coníferas de interés comercial germinan y se establecen en aperturas medias del dosel (Nájera-Contreras y Bermejo-Velázquez 1999).

En este estudio, las plantaciones más viejas son las que presentaron un mayor número de individuos de *Pinus* reclutados al cabo de un año lo cual contrasta – en términos de la apertura del estrato arbóreo – con lo reportado en la literatura debido a que dichas plantaciones alcanzaron menos del 5% de apertura forestal. De hecho, aun cuando no se

registró una correlación significativa entre la apertura del dosel y la presencia de plántulas de pinos, la relación fue negativa ( $r = -0.178$ ,  $r^2 = 0.0317$ ,  $P > 0.05$ ).

Debido a que las fechas en las que se realizaron los censos para evaluar la regeneración de pinos coincidieron con la época de lluvias se puede concluir que la humedad es un factor determinante para el establecimiento de las plántulas de dicho género sin embargo, no se descarta un posible efecto de la disponibilidad estacional de luz, lo cual debe verificarse en estudios posteriores.

Las plantaciones forestales de la CINSJP se establecieron en sitios donde la ceniza del volcán Parícutín cubrió parte de los terrenos de la comunidad. Barajas-Rodríguez (en prep.) encontró que la profundidad de ceniza volcánica en las mismas parcelas de 15 años analizadas en este estudio presentan una profundidad mínima por lo que los resultados encontrados en términos del establecimiento de pinos pueden estar en concordancia con lo encontrado por Blanco-García y Lindig-Cisneros (2005) y Alejandre-Melena *et al.* (2007) quienes mencionan que el establecimiento y desempeño de individuos de *Pinus pseudostrabus* (la especie de interés comercial en las plantaciones de Nuevo San Juan) se ven negativamente afectados por la presencia y profundidad de ceniza volcánica en la zona de estudio.

Para el primer año de evaluación (2005) se encontró una densidad promedio de 725 ind./ha y para el segundo año (2006) la densidad promedio fue de 611 ind./ha. Tomando en cuenta que el criterio que utiliza la comunidad para determinar que la regeneración natural se ha llevado a cabo con éxito es la presencia mínima de 400 ind/ha podría entonces hablarse de una regeneración exitosa y adecuada para la sustentabilidad del bosque de Nuevo San Juan. Lo anterior coincide con lo encontrado por Pérez-Salicrup y Guerrero-Soto (2010) quienes hallaron que en 11 rodales de Nuevo San Juan la densidad de plántulas

de pino establecidas de manera natural era similar a la densidad de plántulas establecidas como producto del enriquecimiento que la comunidad realiza en las plantaciones. En este sentido, una recomendación que se desprende del presente trabajo es que la Dirección Técnica Forestal de la CINSJP evalúe si existe la necesidad de seguir realizando enriquecimientos con plántulas de vivero en aquellas plantaciones con condiciones similares a las de este estudio. Así mismo, y debido a que en este trabajo no se encontró una correlación significativa entre la presencia de árboles semilleros de *Pinus* con la abundancia de plántulas del mismo género puede concluirse que al menos en las parcelas de estudio la regeneración natural se debió a factores distintos a la sola presencia de árboles padre. El método de manejo forestal que utiliza la CINSJP está basado en la presencia de árboles semilleros por lo que sería importante también realizar un estudio más detallado sobre el papel que juegan los árboles padre en la regeneración natural y evaluar con mayor precisión los factores que están determinando que el establecimiento natural de pinos se lleve a cabo con éxito. Se recomienda también evaluar la supervivencia y el crecimiento de brinzales y juveniles de tal forma que la Dirección Técnica Forestal cuente con un panorama completo del comportamiento regenerativo para sopesar modificaciones al manejo silvícola que se realiza actualmente.

Existe la visión de que la incidencia de incendios forestales es un factor que debe ser eliminado de los bosques, tal es el caso de políticas implementadas en el suelo de conservación del Distrito Federal. Sin embargo, existen aproximaciones metodológicas que incluyen quemas prescritas como parte de un esquema de manejo forestal integral (Rodríguez-Trejo 2011). En este sentido, sería interesante evaluar con detenimiento la realización de ejercicios de quemas prescritas en parcelas experimentales y realizar un

monitoreo posterior de las tasas de regeneración natural integrando nuevamente los regímenes naturales de incendios en la dinámica ecológica del bosque.

#### Regeneración de *Quercus*.

En este trabajo, el número promedio de plántulas de *Quercus* encontró sus valores más altos en las plantaciones de 10 años y los más bajos en las plantaciones de 5 años (Figura 14). Al correlacionar los datos de densidad de encinos con la presencia y distancia de árboles semilleros de este género no se encontró una relación significativa sin embargo, en términos de la apertura del dosel esta fue marginalmente superior al valor mínimo de significancia. De igual manera que para los pinos, existe una correlación negativa aunque no significativa, entre la apertura del dosel y la presencia de plántulas de encinos por lo que se puede concluir que aquellos sitios con mayor cobertura (plantaciones de 10 años) generan condiciones de sombra suficientes para el establecimiento de plántulas de *Quercus*. Lo anterior concuerda con el trabajo de Bonfil *et al.* (2000) quienes encontraron que para asegurar la supervivencia de plántulas en las primeras etapas del ciclo de vida de *Q. rugosa* y *Q. castanea* es necesaria la presencia de plantas nodrizas que proporcionen la sombra suficiente para su desarrollo. Así mismo, Martínez-Ramos y García-Orth (2007) mencionan que la calidad del sitio es importante para la regeneración de la vegetación ya que la ausencia de plantas que proporcionen sombra puede implicar un cambio drástico en las condiciones microclimáticas del sitio y por lo tanto, disminuir la tasa germinativa de las semillas en los claros.

Aunque algunos autores consideran a los encinos como especies semi-tolerantes a la sombra (Figuroa-Rangel y Olvera Vargas 2000a), es importante tomar en cuenta que cada especie responde de manera diferencial a la cantidad de radiación solar (Figuroa-Rangel y



Olvera Vargas 2000b) y que los requerimientos de luz para posibilitar la germinación no necesariamente son los adecuados para el crecimiento y supervivencia de brinzales y juveniles, encontrándose así, un conflicto entre semilla y plántula *sensu* Schupp (1995).

Es posible entonces que a la luz de los resultados obtenidos en este trabajo, la cantidad de radiación solar en las plantaciones estudiadas provean las condiciones necesarias para la germinación y establecimiento inicial de plántulas de *Quercus* sin embargo es necesario evaluar detenidamente el efecto de este factor sobre el posterior desempeño de plántulas y brinzales de manera que se puedan realizar recomendaciones al manejo silvícola.

#### Efecto de los tratamientos

El efecto que las actividades pecuarias tienen sobre la cobertura vegetal del bosque ha sido documentado para algunos ecosistemas y contextos de manejo, sobre todo en los trópicos. Bazzaz (1991) menciona que esta actividad afecta principalmente la presencia de un banco de semillas y plántulas así como la existencia de meristemas en tocones, raíces y ramas. Por otro lado, Martínez-Ramos y García-Orth (2007) mencionan que en sitios abandonados y en donde se realizaban actividades ganaderas, el banco de semillas presente en el suelo mostró una densidad 70% menor respecto a sitios conservados. Los tratamientos efectuados en las parcelas de este estudio no mostraron una diferencia significativa en la densidad de especies en el sotobosque y solo mostraron un efecto cuando se consideró en su interacción con la fecha en la que se realizó el censo. Por lo anterior, el hecho de que no existieran diferencias significativas entre los sitios con y sin ganado, se pudo deber a que es poco el tiempo para evaluar el impacto de la actividad pecuaria en las plantaciones de la CINJSP. Por ejemplo, Belsky y Blumenthal (1997) encontraron un aumento en la diversidad y cobertura de las especies que componen el sotobosque en ecosistemas de *Pinus ponderosa*

solo hasta después de la exclusión del ganado en rangos temporales que van de los cinco a los 40 años. Así mismo, Hernández-Vargas *et al.* (2000) encontraron que en algunos bosques de pino sólo hay diferencias significativas en cuanto a la diversidad de especies se refiere, entre los sitios con y sin exclusión de ganado después de 18 años de exclusión. Por otro lado, algunos autores mencionan que el ganado puede tener un efecto positivo en la regeneración de bosques. Miceli-Méndez y Ferguson (2006) hallaron que la diversidad de especies encontrada en un potrero abandonado en Chiapas, muestra al menos 29 especies pertenecientes a 11 familias no reportadas anteriormente para ese sitio. En este sentido es probable que el ganado juegue también un importante papel como dispersor de semillas y cuyos efectos en el proceso de sucesión ecológica en sistemas degradados pueda ser positivo.

Aunque en nuestros resultados la exclusión del ganado por sí solo no mostró ningún efecto significativo es importante considerar que en su interacción con el censo y en términos de la densidad de individuos solitarios y la cobertura de individuos clonales, los tratamientos sí mostraron diferencias estadísticamente significativas. Lo anterior puede estar hablando de que los tratamientos sí surtieron un efecto para estas variables pero que dependen de la estación. Al revisar la figura 7, se puede observar que para aquellas parcelas donde se excluyó el ganado, la densidad de individuos aumentó drásticamente en la temporada de lluvias del 2005. El mismo patrón se observó en la temporada lluviosa del 2006 para el caso de la cobertura de las plantas clonales.

Dichas diferencias pueden atribuirse entonces a que aun siendo poco el tiempo para evaluar un efecto de los tratamientos aplicados a todas las variables analizadas, la disponibilidad estacional de recursos como el agua, pueden tener un efecto positivo en variables como la densidad y cobertura de las plantas, lo cual es consecuente con la

variación estacional de la vegetación del sotobosque en relación a la disponibilidad estacional de recursos (McCarthy *et al.* 2001, Tremblay y Larocque 2001 y Small y McCarthy 2002).

La introducción de *Lupinus elegans* en las parcelas bajo estudio no mostró un efecto significativo en ninguna de las variables medidas en este trabajo a excepción de su interacción con la fecha en la que se realizó el censo. Si bien pudiera ser que la introducción de *L. elegans* tenga un efecto positivo en el establecimiento de especies del sotobosque, en este trabajo no se pudo corroborar dicha hipótesis y el resultado obtenido respecto al aumento en la densidad de individuos solitarios así como al aumento en la cobertura de especies clonales, puede más bien atribuirse a un efecto de la disponibilidad de recursos hídricos ya que es justo en la época de lluvias de ambos años cuando se observa un aumento en dichas variables.

La ausencia de un efecto significativo puede atribuirse al hecho de que también es poco el tiempo para evaluar dicho efecto, lo cual concuerda con lo reportado por Barajas-Rodríguez (en prep.) quien encontró que después de un año de enriquecimiento con esta especie en las mismas plantaciones, no existió un efecto en el crecimiento de los árboles que las componen. Así mismo, otra posible explicación puede derivar de que *L. elegans* mostró altas tasas de mortalidad al cabo de un año en las parcelas forestales de la CINSJP (Barajas-Rodríguez en prep.) debido quizás a la presencia de heladas invernales y lluvias con granizo (obs. pers.). Lo anterior es también concordante con lo encontrado por Blanco-García y Lindig-Cisneros (2005) quienes hallaron una alta tasa de mortalidad de *L. elegans* en sus primeros estadios de crecimiento debido particularmente a las bajas temperaturas y a la actividad herbívora de pequeños mamíferos en localidades pertenecientes a la misma comunidad. En este sentido, cabe resaltar que el cercado instalado en los experimentos del

presente trabajo podría haber permitido la entrada de mamíferos de talla pequeña. Así mismo, es importante destacar que los lupinos utilizados en nuestros experimentos se establecieron a partir de semillas y no de plántulas.

### Erosión

Los datos obtenidos para la erosión de las parcelas mostraron que no existió una disminución mayor a un centímetro en la capa de suelo en ninguna categoría de edad (Figura 15).

Siebe *et al.* (2003) mencionan que los depósitos de arena en la CINSJP se encuentran en su mayor parte concentrados en la zona norte y en menor medida en la zona central de la misma. Las parcelas de estudio se encontraban en zonas donde el espesor de la capa de ceniza era relativamente menor respecto a los sitios con grandes depósitos de arena (más de dos metros en un radio de entre tres y seis kilómetros del volcán Parícutín). Barajas-Rodríguez (en prep.) encontró que de las 12 parcelas de estudio, solamente tres presentaban valores importantes en la profundidad de la arena (1.20 m en una de las parcelas de 5 años y 0.18 y 0.20 m en dos parcelas de 15 años).

En este trabajo se encontró que cualitativamente las plantaciones con los valores más altos de erosión del suelo son las de cinco años, pero como se mencionó anteriormente, dichos valores alcanzaron como máximo apenas 0.006 m. Al relacionar estos valores con la cobertura promedio de las plantas solitarias (figura 11 b) y clonales (figura 12) que componen el sotobosque, se podría deducir que su efecto en el control de la erosión es positivo sin embargo estadísticamente no se encontró correlación alguna. El efecto en la aparente ganancia del suelo en las parcelas estudiadas puede entonces estar determinado

por otros factores además de la cobertura tales como la presencia de las plantas no evaluadas que se encontraban fuera de los cuadros monitoreados.

La vegetación que compone los sitios que presentan tendencias al desarrollo de procesos erosivos desempeñan funciones ecosistémicas como la estabilización del suelo conformando agregados que aumenten la resistencia a la erosión y la retención de la escorrentía (Camacho-Rico *et al.* 2006). Así, la presencia de vegetación fuera de los cuadros evaluados incluidos los pinos de las plantaciones, pudieron haber participado en la producción de materia orgánica en descomposición como consecuencia de la caída de hojarasca y de la muerte de plantas completas lo cual se ve reflejado en los valores de profundidad medidos. Cabe recordar que en este trabajo se midió la capa de materia orgánica en descomposición por encima del horizonte de ceniza volcánica y justo por debajo de la hojarasca.

Una explicación más podría ser que las varillas con las que se midió la erosión pudieron haber sido enterradas accidentalmente durante el periodo de estudio. Lo anterior es evidente en las parcelas de 15 años, las cuales no estaban cercadas y que son las que presentan los valores de ganancia del suelo mayores (Figura 15).

A la luz de los resultados obtenidos, es necesario realizar estudios más detallados del posible efecto que tiene la vegetación del sotobosque de plantaciones forestales en la prevención y control de la erosión del suelo. Lo anterior es importante porque en sitios con perturbaciones antropogénicas tales como aquellos dedicados a la agricultura y silvicultura, se hace necesario conservar los elementos de los ecosistemas que permitan mantener los procesos ecosistémicos como la captura de carbono, el manejo y control biológico de plagas y enfermedades, la manutención del ciclo hídrico así como el control de la erosión y la protección de suelos por mencionar algunos (Soto-Pinto *et al.* 2002, Harvey *et al.* 2008).

## Conclusiones

En este trabajo se encontró que los cambios estacionales en la precipitación, así como la edad de las plantaciones son por sí solos los factores principales que determinan la densidad, estructura y composición de la vegetación que constituye el sotobosque de las parcelas estudiadas.

Los resultados de este trabajo muestran que los cambios en la estructura y composición del sotobosque están también determinados por la disponibilidad estacional de recursos en las diferentes edades sucesionales evaluadas.

Por su parte, la exclusión de ganado y la introducción de especies fijadoras de nitrógeno no definen por sí solas el comportamiento de las variables estudiadas lo cual puede ser el reflejo de que es poco el tiempo para evaluar su efecto. Sin embargo, dichos tratamientos sí influyen en el aumento de la densidad de individuos de plantas solitarias y en la cobertura de plantas clonales dependiendo de la estación.

La presencia y cercanía de árboles reproductivos de *Quercus* y *Pinus* no se relacionan con la abundancia de plántulas de estos dos géneros, por lo que es importante evaluar detenidamente cuáles son los factores que influyen en la regeneración natural de dichas especies, tales como la incidencia de fuego. Al menos para el caso de *Pinus* la humedad y la ausencia de ceniza volcánica pueden estar determinando su establecimiento.

La cobertura de la vegetación no está relacionada con el control de la erosión del suelo.

El sotobosque es un estrato sumamente dinámico que responde diferencialmente a la presencia de recursos como el agua cuya variación estacional en conjunto con la edad sucesional de las plantaciones forestales determinan su densidad, estructura y composición.

## Bibliografía

- Aguilar-George, I. 2006. Efectos de técnicas de manejo forestal sobre la estructura y composición de la comunidad de aves en un bosque templado. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia Michoacán.
- Aldrete, A. 1990. Evaluación de la regeneración natural de *Pinus montezumae* Lamb. en áreas tratadas con el método de árboles padres. Tesis de Maestría, Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas ,Colegio de Posgraduados Chapingo, México.
- Alejandre-Melena, N., R. Lindig-Cisneros y C. Sáenz-Romero 2007. Response of *Pinus pseudostrobus* Lindl. to fertile growing medium and tephra-layer depth under greenhouse conditions. *New Forests* (34): 25-30.
- Alvarado-Sosa, P., A. Blanco-García y R. Lindig-Cisneros 2007. Test of alternative nursery propagation conditions for *Lupinus elegans* Kunth plants, and effects on field survival. *Revista Fitotecnia Mexicana* (30): 201-204.
- Aparicio-Rentería, A., H. Cruz-Reyes y J. Alba-Landa 1999. Efecto de seis sustratos sobre la geminación de *Pinus patula* Schl. et Cham., *Pinus montezumae* Lamb., y *Pinus pseudostrabus* Lindl. en condiciones de vivero. *Foresta Veracruzana* 1 (2): 31-34.
- Ashton, P. M. S., S. J. Samarasinghe, I. A. U. N. Gunatilleke y C. V. S. Gunatilleke 1997. Role of legumes in release of successional arrested grasslands in the central hills of Sri Lanka. *Restoration Ecology* (5): 36-43.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21 (1): 136-147.

- Barajas-Rodríguez, J. E. (en prep.). Restauración ecológica con *Lupinus elegans* y micorrizas en plantaciones de pino en Nuevo San Juan Parangaricutiro. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Bartels, S. F. y H. Y. Chen 2010. Is understory plant species driven by resource quantity or resource heterogeneity? *Ecology* 91 (7): 1931- 1938.
- Battles, J. J., A. J. Shlisky, R. H. Barret, R. C. Heald y B. H. Allen-Díaz 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management* (146): 211-222.
- Bazzaz, F. A. 1991. Regeneration of tropical forests: Physiological responses of pioneer and secondary species. En: *Rain forest regeneration and management*. Gomez-Pompa, A., T. C. Whitmore y M. Hadley (eds.) UNESCO, Parthenon Publishing Group, Paris, New Jersey.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper 2006. Ecology from individuals to ecosystems. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, U.K.
- Belsky, A. J. y D. M. Blumenthal 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the Interior West. *Conservation Biology* (11): 315-327.
- Bello-González, M. A. 1994. Fenología y biología del desarrollo de cinco especies de *Quercus* en Paracho y Ururapan, Michoacán. *Ciencia Forestal* 19 (75): 4-40.
- Blanco-García, A. y R. Lindig-Cisneros 2005. Incorporating restoration in sustainable forestry management: using pine-barch mulchto improve native species establishment on tephra deposits. *Restoration Ecology* 13 (4): 703-709.



- Bonfil, S. C. 1998. The effects of seed size, cotyledon reserves, and herbivory on seedling survival and growth in *Quercus rugosa* and *Q. laurina* (Fagaceae). *American Journal of Botany* 85 (1): 79-87.
- Bonfil, S. C., H. R. de la Vega y V. Peña-Ramírez 2000. Evaluación del efecto de las plantas nodrizas en el establecimiento de una plantación de *Quercus* L. *Ciencia Forestal en México* 25 (88): 59-75.
- Bray, D. B. y L. Merino-Pérez 2005. La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias. INE-Semarnat. México.
- Bullard, F. M. 1947. The Story of El Parícutin. *Scientific Monthly* 65 (5): 357-371.
- Camacho-Rico, F., I. Trejo y C. Bonfil 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* (78): 17-31.
- Chapela, F. J. y S. Madrid (s/a). Métodos de cultivo del bosque. Estudios Rurales y Asesoría A. C. y Centro de Estudios Agrarios A. C. Disponible en: [http://era-mx.org/Estudios\\_y\\_proyectos/Biblioteca/Metodos\\_de\\_cultivo\\_del\\_Bosque.pdf](http://era-mx.org/Estudios_y_proyectos/Biblioteca/Metodos_de_cultivo_del_Bosque.pdf)
- Duffy, D. C. y A. J. Meier 2002. Do Appalachian Herbaceous Understory Ever Recover from Clearcutting? *Conservation Biology* 6 (2): 196-201.
- Eggler, W. A. 1948. Plant communities in the vicinity of the volcano El Parícutín, México, after two and half years of eruption. *Ecology* 29 (4): 415-136.
- Eggler, W. A. 1959. Manner of invasion of volcanic deposits by plants, with further evidence from Parícutín and Jorullo. *Ecological Monographs* 29 (3): 267-248.

- Egler, W. A. 1963. Plant life of Paricutín volcano, México. Eight years after activity ceased. *American Midland Naturalist* 69 (1): 38-36.
- Figuroa-Rangel, B. L. y M. Olvera-Vargas 2000a. Dinámica de la composición de especies en bosques de *Quercus crassipes* H. ET B. en Cerro Grande, Sierra de Manantlán, México. *Agrociencia* 34 (1): 91-98.
- Figuroa-Rangel, B. L. y M. Olvera-Vargas 2000b. Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forest in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico. *Ecological Research* 15: 249-261.
- Fukuzawa, K., H. Shibata, K. Takagi, M. Nomura, N. Kurima, T. Fukazawa, F. Satoh y K. Sasa 2006. Effects of clear-cutting on nitrogen leaching and fine root dynamics in a cool-temperate forested watershed in northern Japan. *Forest Ecology and Management* (225): 257-261.
- García-Magaña, J. J., H. J. Muñoz-Flores, T. Sáenz-Reyes y J. J. García-Sánchez 2006. Plantaciones forestales en la Sierra Purhépecha de Michoacán. *Ciencia Forestal en México* 31 (99): 7-26.
- Geldenhuys, C. J. 1997. Native forest regeneration in *Pine* and *Eucalyptus* plantations in Northern Province, South Africa. *Forestry Ecology and Management* (99): 101-115.
- Gilliam, F. S. y M. R. Roberts (eds.) 2003. The herbaceous layer in forest eastern North America. Oxford University Press, New York.
- Gilliam, F. S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience* 57 (10): 845-858.

- Gómez-Romero, M., R. Lindig-Cisneros y S. Galindo-Vallejo 2006. Effect of tephra depth on vegetation development in areas affected by volcanism. *Plant Ecology* (183): 207-213.
- Griffis, K. L., J. A. Crawford, M. R. Wagner y W. H. Moir 2001. Understory response to management treatments in northern Arizona ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management* (146): 239-245.
- Grubb, P. J. 1985. Plant populations and vegetation in relation to habitat disturbance and competition: problems of generalization. En: J. White The Population Structure of Vegetation. The Hague, Netherlands, Dr W. Junk Publishers: 595–621.
- Harvey, C. A., O. Komar, R. Chazdon, B. Ferguson, B. Finegan, D. M. Griffith, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. V. Breugel y M. Wishnie 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* 22 (1): 8-15.
- Hernández-Vargas, G., L. R. Sánchez-Velásquez, T. F. Carmona-Valdovinos, Ma. del R. Pineda-López y R. Cuevas-Guzmán 2000. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques* 6 (2): 13-28.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting Tropical Rain Forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31 (2): 229-242.
- Hoobs, R. J. y D. A. Norton 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4 (2): 93-110.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y D. A. Wardle 2005. Effects of biodiversity on Ecosystem

- functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75 (1): 3-35.
- Jackson, L. L., N. Lopoukhine y D. Hillyard 1995. Ecological Restoration: A Definition and Comments. *Restoration Ecology* 3(2): 71-75.
- Klinka, K., H. Y. H. Chen, Q. Wang y L. d. Montigny 1996. Forest Canopies and their Influence on Understory Vegetation in Early-Seral Stands on West Vancouver Island. *Northwest Science* 70 (3): 193-200.
- Levin, D. A. y A. C. Wilson 1976. Rates of evolution in seed plants: Net increase in diversity of chromosome numbers and species numbers through time. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 73: (2086-2090).
- Lindig-Cisneros, R. 2007. Unexpected outcomes and adaptative restoration in Michoacán, México: a cautionary tale from sites with complex disturbance histories. *Ecological Restoration* 25 (4): 263-267.
- Lipztin, D. y P. M. S. Ashton 1999. Early-succesional dynamics of single-aged mixed hardwood stands in a southern New England forest, USA. *Forest Ecology and Management* (116): 141-150.
- Lugo, A. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forest of similar age. *Ecological Monographs* (61): 1-41.
- Lugo, A. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest and Ecology Management* (99): 9-19.
- Llambí, L. D., M. Fontaine, F. Rada, B. Saugier y L. Sarmiento 2003. Ecophysiology of dominant plant species during old field succession in a high tropical andean ecosystem. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 35 (4): 447-453.

- MacGlone, C. M., J. D. Springer y D. C. Laughlin 2009. Can pine forest restoration promote a diversity an abundant understory and simultaneously resist nonnative invasion? *Forest Ecology and Management* 258 (12): 2638-2646.
- Maher, E. L., M. J. Germino y N. J. Hasselquist 2005. Interactive effects of tree and herb cover on survivorship, physiology, and microclimate of conifer seedlings at the alpine tree line ecotone. *Canadian Journal of Forestry Research* (35): 567-547.
- Martínez-Ramos, M. y X. García-Orth 2007. Sucesión ecológica y la restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Botánica* suplemento (80 ): 69 – 84.
- McCarthy, B. C., C. J. Small y D. L. Rubino 2001. Composition, structure and dynamics of Dysart Woods, an old-growth mixed mesophityc forest of southeastern Ohio. *Forest Ecology and Management* (140): 193-213.
- Medina-García, C., F. Guevara-Féfer, M. A. Marínez-Rodríguez, P. Silva-Sáenz y M. A. Chávez-Carvajal 2000. Estudio florístico en el área de la comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán, México. *Acta Botánica Mexicana* (52): 5-41.
- Medina-Sánchez, E. y R. Lindig-Cisneros 2005. Effect of scarification and growing media on seed germination of *Lupinus elegans* (H.B.K.). *Seed Science and Technology* (38): 253-255.
- Metzger, F. y J. Schultz 1984. Understory Response to 50 years of Management of a Northern Hardwood Forest in Upper Michigan. *The American Midland Naturalist* 112 (2): 209-223.

- Miceli-Méndez, C. L. y B. G. Ferguson 2006. Facilitación inesperada: ganado y sucesión secundaria temprana en campos agropecuarios. I Congreso de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología, Morelia Michoacán, México.
- Moreno-González, D. A., J. G. F. Garnica y J. D. B. Solorio 2007. Evaluación de la regeneración en bosque de pino mediante el método de "parcela cero". *Ciencia Forestal en México* 32 (102): 79-102.
- Musimami-Mwima, P. y A. McNeilage 2003. Natural regeneration and ecological recovery en Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *African Journal of Ecology* (41): 93-98.
- Nájera-Contreras, F. J. y B. Bermejo-Velázquez 1999. Efecto de la intensidad de luz sobre el crecimiento en altura y producción de materia seca en plántulas de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*. *Foresta Veracruzana* 1 (2): 25-30.
- National Research Council 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems: science, technology and the public. National Academy Press. Washington, D.C.
- Parrotta, J. A. y O. H. Knowles 1999. Restoration of tropical moist forest on degraded bauxite mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology* (7): 103–116.
- Parrotta, J. A., J. W. Turnbull y N. Jones 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest and Ecology Management* (99): 1-7.
- Peñaloza-Guerrero, C. B. (2008). Efecto de sombra y estrés mecánico al rizoma de *Pteridium aquilinum*, un helecho invasor en los trópicos de México. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Pérez-Ramos, I. M. 2007. Factores que condicionan la regeneración natural de especies leñosas en un bosque mediterráneo del sur de la península ibérica. *Ecosistemas* XVI (2).
- Pérez-Salicrup, D. R. 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. En: O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara (Eds.) Temas sobre restauración ecológica, Instituto Nacional de Ecología, Semarnat. U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación A. C.
- Pérez-Salicrup, D. R. y C. Guerrero-Soto 2010. Manual de regeneración forestal. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, Michoacán.
- Pérez-Salicrup, D. R., C. Peñaloza-Guerrero y A. Aguiar-Eleuterio 2006. Regeneration of *Styrax argenteus* in natural forest and in plantations of *Cupressus lindleyi* in Michoacan, Mexico. *New Forests* (32): 231-241.
- Pérez-Segura, B. L., V. G. de la Cruz, F. C. Anzures, M. A. Mireles y E. B. Rodríguez 2007. Respuesta de la regeneración natural en dos sistemas silvícolas aplicados en Tlaxco, Tlaxcala. *Ciencia Forestal en México* (102): 39-56.
- Pulido, J. y G. Bocco 2003. La comunidad y el manejo tradicional de los recursos naturales. Los sistemas de uso de suelo tradicionales. En: A. Velázquez, A. Torres y G. Bocco Las Enseñanzas de San Juan. Michoacán, México, SEMARNAT, INE y SUMA, México.
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, M. Alvarez-Añorve, K. E. Stoner, L. Avila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamonb, M. Lopezaiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. C. Morellato, J. S. Powers, F. d. S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago y G. Sanchez-Montoya

2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* (258): 1014-1024.
- Quijas, S., B. Schmid y P. Balvanera 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology* (11): 582-593.
- Quintana-Ascencio, P. F., M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial 1992. Acorn removal, seedling survivorship and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forest of the highlands of Chiapas, México. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119 (1): 6-18.
- Ramírez-Contreras, A. y D. A. Rodríguez-Trejo 2004. Efecto de calidad de planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *Ciencias Forestales y del Ambiente* 10 (1): 5-11.
- Rejmanek, M., R. Haagerova y J. Haager 1982. Proogress of plant succession on the Paricutín Volcano: 25 years after activity ceased. *American Midland Naturalist* 108 (1).
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2006. Notas sobre el diseño de plantaciones de restauración. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12 (2): 111-123.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2011. Llevando a la práctica el manejo integral del fuego. Conferencia dirigida al personal combatiente de incendios forestales del suelo de conservación del Distrito Federal, Comisión Nacional Forestal. Gerencia Estatal Distrito Federal, Secretaría de Medio Ambiente-Corena y Comisión Nacional Forestal, México.
- Saldaña-Acosta, A. y E. J. Jardel 1991. Regeneración natural del estrato arbóreo en bosques subtropicales de montaña en la sierra de Manantlán, México: estudios preliminares. *Biotam* 3 (3).



- Sánchez-Merlos, D., C. A. Harvey, A. Grijalva, A. Medina, S. Vílchez y B. Hernández 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 53 (3-4): 387-414.
- Sánchez-Velázquez, L. R., M. R. Pineda-López, J. Galindo-González, F. Díaz-Fleisher y J. L. Zúñiga-González 2009. Opportunity for the study of critical successional processes for the restoration and conservation of mountain forest: the case of Mexican pine plantation. *Interciencia* 34 (7): 518-522.
- Schupp, E. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82 (3): 339-409.
- SER e IUCN 2004. Ecological Restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. Society for Ecological Restoration International e International Union for Conservation Nature. Tucson, Arizona, USA and IUCN Gland, Switzerland.
- Siebe, C., G. Bocco, J. Sánchez y A. Velázquez 2003. Suelos. Distribución, características y potencial de uso. En: A. Velázquez, A. Torres and G. Bocco Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales, INE-Semarnat, México.
- Small, C. J. y B. C. McCarthy 2002. Spatial and temporal variability of herbaceous vegetation in an eastern deciduous forest. *Plant Ecology* (164): 37-48.
- Smart Wood Program y Rain Forest Alliance 2006. Resumen publico de certificación de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. Certificado SW-FM/COC-101.

- Sokal , R. R. y F. J. Rohlf 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. W.H Freeman and Co., New York.
- Soto-Pinto, L., I. Perfecto y J. Caballero-Nieto 2002. Shade over coffee: its effects on berry borer, leaf rust and spontaneous herbs in Chiapas, México. *Agroforestry Systems* 55 (37-45).
- Switzer, G. L., M. G. Shelton y L. E. Nelson 1979. Successional development of the forest floor and soil surface on upland sites of the east gulf coastal plain. *Ecology* 60 (6): 1162-1171.
- Trask, P. D. 1943. The Mexican volcano Parícutín. *Science* 98 (2554): 501-505.
- Tremblay, N. O. y G. R. Larocque 2001. Seasonal dynamics of understory vegetation in four eastern Canadian forest types. *International Journal of Plant Sciences* 162 (2): 271-286.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *The Journal of Ecology* 75 (2): 377-404.
- Velázquez-Martínez, A. 1984. Estudio de algunos factores que influyen en la regeneración natural de *Pinus hartwegii* Lindl., en Zoquiapan, México. Tesis de Maestría Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas, Colegio de Posgraduados. Chapingo, México.
- Velázquez, A., G. Bocco y A. Torres 2001. Turning scientific approaches into practical conservation actions: The case of Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán, México. *Environmental Management* 27 (5): 655-665.

Velázquez, A., G. Bocco y A. Torres 2003. Descripción del territorio comunal. En: A. Velázquez, G. Bocco y A. Torres Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo de recursos naturales. INE-Semarnat, México

Whendee, L. S., S. Brown y A. E. Lugo 1996. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forest. *Conservation Biology* 10 (1): 17-24.

Yorks, T., E. y S. Dabydeen 1999. Seasonal and successional vascular plant diversity in second-growth hardwood clearcuts of western Maryland, USA. *Forest Ecology and Management* (119): 217-230.