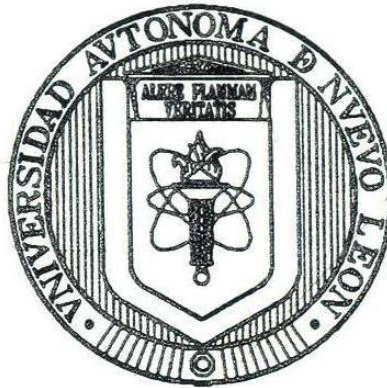


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



Análisis estructural en un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* en una fracción de la Sierra Madre Oriental

TEISIS DE MAESTRIA

Como requisito parcial para obtener el grado de
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta

LUIS MARIO TORRES ESPINOSA

Linares, Nuevo León.

Febrero del 2000.

TM

Z599

FCF

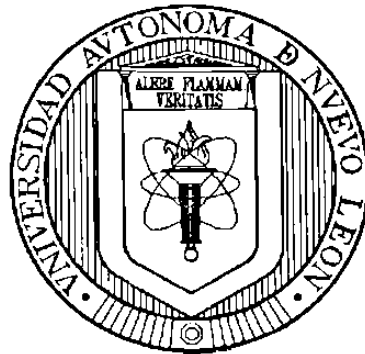
2000

T6

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCION DE POSTGRADO



Análisis estructural en un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* en una fracción de la Sierra Madre Oriental

TEISIS DE MAESTRIA

Como requisito parcial para obtener el grado de
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta

LUIS MARIO TORRES ESPINOSA

Linares, Nuevo León.

Febrero del 2000.

TM
25991
FCF
2000
T6

0123-550



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCION DE POSTGRADO

Análisis estructural en un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* en una fracción de la Sierra Madre Oriental


TEISIS DE MAESTRIA

para obtener el grado de
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta

Ing. LUIS MARIO TORRES ESPINOSA

COMITE DE TESIS



DR. JAVIER JIMENEZ PEREZ
Presidente



DR. OSCAR A. AGUIRRE CALDERON
Secretario



DR. EDUARDO J. TREVIÑO GARZA
Vocal

Linares, Nuevo León.

Febrero del 2000.

AGRADECIMIENTOS

A dios por haberme dado la vida y la satisfacción de permitirme alcanzar una meta más en mi camino.

La realización de mis estudios de Maestría y la elaboración de este trabajo de tesis, fue gracias al apoyo recibido por parte de diversas instituciones, sin el cual no hubiese sido posible el logro de esta meta.

Al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), por haberme brindado la oportunidad de realizar mis estudios de Maestría. Mi agradecimiento a la institución y a las personas que tomaron la decisión de apoyarme.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca crédito otorgada durante el período de mis estudios de Maestría, el cual fue un apoyo fundamental para el logro de mis objetivos.

Al Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica (PAICyT – CTO–43-98), por el aporte económico brindado para el establecimiento y desarrollo de este trabajo de tesis.

Al Dr. Javier Jiménez Pérez por la dirección del presente trabajo de tesis, por su apoyo profesional, por sus acertadas observaciones y sus valiosos consejos, pero principalmente por la confianza que depositó en mí y por su amistad.

Al Dr. Oscar A. Aguirre Calderón por su disposición y apoyo recibido en la realización de este trabajo, pero sobre todo por brindarme su valiosa amistad.

Al Dr. Eduardo J. Treviño Garza. Por su participación en el comité de tesis y del trabajo de investigación con comentarios, sugerencias y acertadas observaciones.

A la plantilla de profesores de la Facultad de Ciencias Forestales, por su apoyo y conocimientos transmitidos durante el transcurso de la Maestría.

A mis compañeros de generación: Marco, David, Memo, Carlos, Rodolfo, Aldo, Sacra, Mazo, Abel, Meche, Juany, Gaby, Laura, Minerva, Paola, Chuy y Edgar, por su amistad y por compartir momentos agradables, durante los dos años de Maestría.

A mis compañeros de laboratorio: Gerardo, Manuel, Dora, Regina y Miguel por su amistad y disposición para ayudar.

Agradezco la amabilidad y el apoyo que me brindaron Felix Cervantes, Miguel, Rolando, Marco, Gerardo, Carlos Muñoz y Carlos Cavasos en la realización de este trabajo.

Al Ing. Oscar Ramírez y la Sra. Paulina B. De Méndez, por su apoyo para el uso del material bibliográfico de la biblioteca y por la impresión y encuadernación de esta tesis.

INDICE

Contenido	Página
LISTA DE TABLAS	I
LISTA DE FIGURAS	li
RESUMEN	lii
1. INTRODUCCION	1
1.1 Objetivos	3
1.1.1 Objetivo general	3
1.1.2 Objetivos particulares	3
1.2 Hipótesis	4
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Ecosistemas forestales	5
2.2 Caracterización de la estructura de ecosistemas forestales mixtos	7
2.3 Diversidad de especies	9
2.3.1 Índices de diversidad	10
2.3.2 Índice de Shannon (<i>H</i>)	11
2.3.3 Índice de equitatividad (<i>E</i>)	13
2.3.4 Índice de Simpson (<i>D</i>)	13
2.3.5 Índices de riqueza de especies	15
2.3.6 Abundancia, dominancia y frecuencia de las especies arbóreas	16
2.4 Diferenciación dimensional	19
2.4.1 Índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM})	20

2.4.2 Índice de distribución vertical de especies (<i>A</i>)	21
2.4.3 Índice de diferenciación diamétrica (<i>TD</i>)	22
2.4.4 Índice de diferenciación en altura (<i>TH</i>)	24
2.5 Inventario para la obtención de índices estructurales	25
2.5.1 Grupos estructurales de los cuatro árboles	25
3. MATERIALES Y METODOLOGIA	27
3.1 Descripción del área de estudio	27
3.1.1 Localización	27
3.1.2 Clima	28
3.1.3 Geología	28
3.1.4 Morfología	29
3.1.5 Suelos	29
3.1.6 Vegetación	29
3.2 Descripción de las especies	30
3.2.1 <i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	30
3.2.2 <i>Quercus rysophylla</i> Weath.	30
3.2.3 <i>Quercus canbyi</i> Trel.	31
3.2.4 <i>Quercus laceyi</i> Small.	31
3.2.5 <i>Juniperus flaccida</i> Schlecht.	32
3.2.6 <i>Arbutus xalapensis</i> (H.B. K.)	32
3.2.7 <i>Cercis canadensis</i> L.	32
3.2.8 <i>Quercus polymorpha</i> Schel. & Cham.	33
3.2.9 <i>Juglans mollis</i> Engelm.	33
3.2.10 <i>Prunus serotina</i> Ehrh.	34
3.2.11 <i>Rhus virens</i> Lindh.	34
3.3 Metodología de investigación	34
3.3.1 Medición global	35

3.3.2. Análisis muestral	36
3.4 Estimación de los parámetros básicos estructurales	36
3.4.1 Abundancia, dominancia y frecuencia de especies arbóreas	36
3.5 Estimación de índices de diversidad de especies	39
3.5.1 Índices de riqueza de especies	39
3.5.2 Índice de Shannon (H')	40
3.5.3 Índice de Simpson (D)	41
3.5.4 Índice de equitatividad (E)	41
3.6 Estimación de la diferenciación dimensional	42
3.6.1 Índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM})	42
3.6.2 Índice de distribución vertical de especies (A)	43
3.6.3 Índice de diferenciación diamétrica (TD)	44
3.6.4 Diferenciación en altura (TH)	45
4. RESULTADOS Y DISCUSION	47
4.1 Estimación de los parámetros básicos estructurales	47
4.1.1 Resultados de la población	47
4.1.2 Análisis de abundancia, dominancia y frecuencia	49
4.2 Diversidad de las especies arbóreas	51
4.3 Diferenciación dimensional	55
4.3.1 Índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM})	55
4.3.2 Índice de distribución vertical de especies	58
4.3.3 Índice de diferenciación diamétrica (TD)	64
4.3.4 Índice de diferenciación en altura (TH)	66

5. CONCLUSIONES

69

6. BIBLIOGRAFIA

73

LISTA DE TABLAS

Tabla	Página
1. Esquema de las interrogantes del monitoreo y métodos para el nivel especie-población.	7
2. Parámetros cuantitativos del bosque multicohortal.	48
3. Análisis de abundancia, dominancia y frecuencia de las especies correspondientes a los sitios de muestreo, en comparación con la población.	50
4. Índices de diversidad para el bosque multicohortal de pino-encino.	52
5. comparación de especies arbóreas del bosque multicohortal de pino-encino.	53
6. Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas del bosque multicohortal de pino-encino.	54
7. Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas correspondiente a los sitios de muestreo en comparación con la población.	55
8. Índice de mezcla de especies (\overline{DM}).	56
9. Descripción de la distribución vertical de especies.	59
10. Diferenciación diamétrica (\overline{TD}).	65
11. Diferenciación en altura (\overline{TH}).	67

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Constelación de vecindad con referencia al árbol <i>i</i> y sus vecinos.	19
2. Ubicación del área de estudio (Bosque-Escuela).	27
3. Mapa del sitio de la parcela experimental.	35
4. Grupo estructural de los cuatro árboles.	36
5. Esquema hipotético de posibilidades del índice porcentual de mezcla de especies.	42
6. Relación diamétrica y de altura entre los individuos próximos.	46
7. Valor relativo de las especies, conforme al índice porcentual de mezcla de especies.	57
8. Distribución vertical de especies de acuerdo a su proporcionalidad Por estrato.	61
9. Valores de diferenciación diamétrica.	66
10. Valores de diferenciación en altura.	68

RESUMEN

El objetivo principal de esta investigación fue desarrollar una metodología para la caracterización de la estructura horizontal y vertical dentro de un ecosistema forestal mixto de *Pinus-Quercus*, de tipo multicohortal en una fracción de la Sierra Madre Oriental. El estudio se desarrolló en el Bosque-Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales, de la U.A.N.L., dentro de una superficie de 2.18 ha. La metodología propuesta es una combinación de la medición global del bosque y el análisis muestral desarrollado por Földner en 1995. La información de la medición total de la población se utilizó para determinar la abundancia (N/ha) y la dominancia ($G_{1.3}/ha$) de las especies arbóreas. Mediante sitios de muestreo se definió la frecuencia de las especies, así como el índice de diferenciación diamétrica (TD) y de altura (TH), así mismo el índice de mezcla de especies (DM). Lo anterior se efectuó para la población y para las 11 especies arbóreas definidas. Para evaluar el índice de distribución vertical, se utilizó la altura de las especies arbóreas. Para tal fin, se realizó una distribución de las especies en tres zonas de altura. Los resultados mostraron que *Pinus pseudostrobus* es la especie con mayor presencia en el ecosistema pino-encino, seguida de *Quercus rysophylla* y *Juniperus flaccida*. Los índices de heterogeneidad de Shannon y de Simpson describen satisfactoriamente la diversidad de especies arbóreas del bosque mixto de pino-encino. El índice de Shannon, denota la desigualdad en la abundancia de las especies analizadas y el índice de Simpson señala la escasa dominancia de la mayoría de las especies. El índice de riqueza de especies de Margalef y los índices de diversidad de Shannon y de Simpson determinados a partir de los sitios de muestreo no presentan diferencias notorias con respecto a la medición total de la población. De acuerdo al índice de mezcla de especies este ecosistema presenta un tipo de bosque irregular, dado que más del 50% de la población

crecen junto a individuos de otras especies. El índice de distribución vertical de especies describe la presencia de 11 especies arbóreas distribuidas en tres estratos de acuerdo a la altura en el ecosistema pino-encino, destacando *Pinus pseudostrobus* por encontrarse en los tres estratos definidos y en una mayor proporción. La diferenciación dimensional, tanto en diámetro como en altura de los árboles-cero y sus vecinos más próximos determinan para el bosque de pino-encino que el 70% de la población presenta una baja diferenciación diamétrica y de altura, lo que significa que ciertas especies son poco diferenciables. Esta investigación logró definir un procedimiento de análisis de estructuras horizontales y verticales en especies del tipo arbóreo dentro de los bosques multicohortales de *Pinus-Quercus*.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques multicohortales de *Pinus-Quercus* se distribuyen ampliamente a lo largo de la Sierra Madre Oriental en el noreste de México, uno de los tipos de vegetación forestal económicamente más importante de México. Estos bosques logran ocupar una extensión de 27,5 millones de ha en las zonas de clima templado y frío, correspondiendo esta superficie al 90% del aprovechamiento forestal (Jiménez y Kramer 1991, 1992). Una de las principales actividades de la población rural en el sur del estado de Nuevo León es el aprovechamiento maderable, donde el 95% de la madera derribada proviene de diferentes especies de los bosques de pino-encino (Wolf *et al.*, 1986).

Los ecosistemas mixtos de pino-encino presentan una variada estructura debido a que dependen, entre otros factores, del origen y desarrollo de sus componentes. El manejo de tales ecosistemas en la actualidad requiere de ciertos conocimientos sobre el efecto de diferentes prácticas silvícolas en la conformación de diversas estructuras, así como de instrumentos cuantitativos para el monitoreo de su condición actual.

El género *Quercus* es considerado, en la parte sur de Nuevo León, como un factor de competencia dentro de la regeneración natural de *Pinus*, por lo que se recomienda la eliminación y/o una reducción del área basal hasta 10 m²/ha (Negreros *et al.*, 1984). Sin duda alguna, dichas aseveraciones carecen de fundamento científico con respecto a la función ecológica que tiene cada uno de los individuos ubicados dentro del ecosistema.

De particular importancia es la generación de esquemas de gestión de los recursos forestales en ecosistemas multicohortales, que representan los escenarios deseables a futuro en muchas regiones (Aguirre *et al.* 1988). En tales ecosistemas deberán considerarse índices de medición, así como variables dasométricas empleadas de manera convencional (diámetro, altura, volumen, área basal, edad, etc.) que caractericen cuantitativamente la estructura. El reto del manejo forestal consiste en obtener a partir de tales variables, nuevos indicadores de sustentabilidad (Jiménez, 1999; Aguirre, 1999).

En la actualidad una de las tareas del manejo forestal es la búsqueda de nuevos métodos de inventario y planeación de los ecosistemas forestales, particularmente en una época en que se generan múltiples discusiones sobre la conservación y fomento de la biodiversidad, a la par que se observa un incremento en la demanda de los productos forestales.

1.1 Objetivo

1.1.1 Objetivo general

Desarrollar una nueva metodología para la caracterización estructural en ecosistemas forestales mixtos de pino-encino en una fracción de la Sierra Madre Oriental.

1.1.2 Objetivos particulares

1.-Evaluación de la diversidad de especies arbóreas en un ecosistema forestal mixto de pino-encino a través de los índices de diversidad de Shannon (H'), Simpson (D) y Equitatividad (E).

2.- Caracterización de la estructura dimensional de un ecosistema forestal mixto de pino-encino:

2.1.- Determinación del índice de mezcla de especies (DM)

2.2.- Determinación de la diferenciación diamétrica (TD)

2.3.- Determinación de la diferenciación en altura (TH)

2.4.- Determinación del perfil de especies (A)

3.- Estimación de la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies.

1.2 Hipótesis

El conocimiento sobre las estructuras arbóreas en los bosques de tipo multicohortal de pino-encino deberá de llevar a una mejor descripción sobre los diversos aspectos en la caracterización sobre los recursos naturales.

2. ANTECEDENTES

2.1 Ecosistemas forestales

Las comunidades de encino, en sus asociaciones propias y con otras especies, han sido sólo en ciertas regiones del continente americano objeto de investigación desde el punto de vista ecológico forestal. Es así, que para las zonas templadas de Norteamérica y las regiones suroeste y sureste de E.U.A. existe un fuerte desarrollo científico en lo correspondiente a esta asociación vegetal (Lauer, 1968; Lozano y Torres, 1974; Blaser, 1987).

Caso opuesto se presenta en los bosques mixtos de pino-encino de las zonas montañosas en los cuales el componente *Pinus* atrajo el interés, mientras que el género *Quercus* no ha sido analizado dentro del ecosistema. En estos bosques, los trabajos científicos rara vez ocurren como un ordenamiento taxonómico (Müller-Using 1994).

Una excepción la constituye el trabajo ecológico de Muller (1939), sobre las interacciones del clima con la vegetación en la sección norte de la Sierra Madre Oriental, en el estado de Nuevo León. Posteriormente Rzedowski *et al.* (1973) concentró el interés sobre los bosques de encino y encino-pino, los que en conjunto ocurren en una superficie no mayor del 20% del territorio mexicano.

Posteriormente Müller-Using (1994), en su estudio "contribuciones al conocimiento de los bosques de encino y encino-pino en el noreste de México", hace una elección de los bosques de encino, típicos en la Sierra

Madre Oriental y lleva a cabo una caracterización y esquematización de su estructura a través de la elaboración de perfiles de vegetación, donde resultan claras diferencias en la composición de especies arbóreas, las cuales se atribuyen principalmente a la distribución altitudinal de cada especie. La contribución anterior logró la diferenciación de tres cinturones de bosques en la Sierra Madre Oriental: zona baja submontana, la submontana superior y el cinturón montano de bosques de encino.

Everett *et al.* (1994) y Noss y Cooperride (1994) señalan que el conocimiento de la estructura arbórea es un elemento importante del manejo de ecosistemas. La fase inicial en estudios de biodiversidad es estimar la complejidad específica en un punto en tiempo y espacio es decir, conocer que especies o comunidades están presentes.

La segunda fase, monitoreo de biodiversidad, es estimar la diversidad en ciertas áreas, más que un periodo de tiempo, para trazar las diferencias acerca del cambio (Wilson *et al.*, 1996).

Wilson, *et al.* (1996, citado por Gaines, *et al.* 1999) identificaron diversos atributos de biodiversidad que pueden ser evaluados en cada nivel de organización ecológica. A nivel paisaje; los atributos que pueden ser evaluados en forma continua, donde se incluye la identidad, distribución y proporción de cada tipo de hábitat. En el nivel ecosistema; riqueza, similitud, diversidad de especies y comunidades son importantes. En el nivel especie-población; abundancia, densidad y biomasa de cada población puede ser de interés. A nivel genético; la diversidad genética de organismos individuales dentro de una población. Lo anterior tiene la finalidad de evaluar e interpretar la biodiversidad a través de todos estos niveles de organización, los cuales pueden ser usados en diversas escalas; espacial y temporal (Noss, 1990; Noss y Cooperrider 1994).

Un ejemplo del monitoreo apropiado para el nivel especie-población, objeto del presente estudio, es presentado en el cuadro 1.

Tabla 1. Esquema de las interrogantes del monitoreo y métodos para el nivel especie-población.

Interrogantes	Métodos
Nivel especie- Población:	
A. Tendencias de especies-población	A. Índices de abundancia B. Estimación de la población
B. Efectos de las acciones de manejo o disturbio natural sobre especie-población	A. Índices de abundancia B. Estimación de la población
C. Probabilidad de persistencia	A. Análisis cualitativo de la viabilidad de la población B. Análisis cuantitativo de viabilidad de la población

2.2 Caracterización de la estructura de ecosistemas forestales mixtos

Jiménez *et al.* (1999) define estructura como el ordenamiento específico de elementos dentro de un sistema. Así mismo menciona que una estructura arbórea se refiere a la distribución de las características individuales dentro

de un área forestal. La estructura de un ecosistema se define básicamente por el tipo, número, ordenamiento espacial y ordenamiento temporal de los elementos que lo constituyen (Aguirre *et al.*, 1997).

Tres elementos importantes son considerados por Jiménez *et al.* (1999) para definir los atributos estructurales de una comunidad vegetal, siendo estos: la diversidad de especies, la distribución espacial y la diferenciación dimensional, los cuales son importantes en la planeación del manejo de bosques mixtos multicohortales. Gadow (1999) menciona que las variables expresadas para describir los atributos estructurales dentro de un tipo de vegetación, pueden ser evaluadas en la práctica con la información del muestreo del vecino más cercano. Estas pueden ser utilizadas para caracterizar modificaciones de estructuras de bosques, resultantes de actividades silvícolas, para medir diferencias de bosques en tiempo y espacio y para analizar las estructuras arbóreas observadas y las esperadas.

En este sentido Aguirre *et al.* (1997) menciona la necesidad de generar metodologías cuantitativas para el análisis estructural de ecosistemas mixtos multicohortales con énfasis en el estrato arbóreo, a través de la integración de índices estructurales recientemente desarrollados, parámetros dasométricos, convencionalmente empleados para la evaluación de tales ecosistemas y finalmente, factores físicos de las localidades objeto de estudio. Dichos índices estructurales han sido desarrollados recientemente (Gadow y Földner, 1992) y no han sido aplicados en México.

Los índices estructurales pueden determinarse para la totalidad de los individuos de un ecosistema, así como para una especie dada o una clase dimensional establecida, lo que los hace sumamente útiles y versátiles (Albert *et al.*, 1995). En este contexto existen índices que permiten evaluar la estructura de especies, tales como el índice de Shannon (H'), (Shannon,

1948), índice de equitatividad (E) (Nagel, 1994), perfil de especies (A) (Pretzch, 1996), índices de segregación (S) de Pielou (Pielou, 1961) y el índice de mezcla de especies (Mi) (Füldner y Gadow, 1994). Por otra parte, los índices que describen la estructura horizontal del ecosistema son el índice de agregación (R) de Clark & Evans (Clark & Evans, 1954), el índice de distancia entre árboles (D_i) (Pommerening *et al.*, 1997) y el índice de ángulos (W_i) (Gadow y Hui, 1998). Finalmente, para la caracterización de la estructura dimensional se emplea el coeficiente de homogeneidad (H) (De Camino, 1976) y los índices de diferenciación diamétrica (TD_i) y de diferenciación en altura (TH_i).

2.3 Diversidad de especies

El término diversidad es una condición de la variedad o diferencia entre miembros de una colección. Una población puede tener diversidad de especies en su composición, en su estructura de edad, en la fase de desarrollo, en su composición genética, etc. (Daniel, 1998).

En ecología, el término diversidad se refiere a diversidad de especies, el cual es un parámetro de estructura que considera dos elementos; la variación y la abundancia relativa de especies (Hurlbert, 1971; Magurran, 1988; Pinto, 1990; Daniel, 1998; Gaines *et al.*, 1999). Ellenberg (1973) define diversidad como la variedad de formas de vida y especies en un ecosistema.

Para Magurran (1988) una comunidad no consiste en un grupo de especies en igual abundancia, lo normal sería que la mayoría de especies sean raras, mientras que un moderado grupo son comunes, con muy pocas especies verdaderamente muy abundantes. Así, una comunidad tiene una alta diversidad de especies si la abundancia de las especies son iguales o

similares. Por otra parte, si una comunidad esta compuesta de un mínimo número de especies o si solamente unas pocas especies son abundantes, la diversidad de especies es baja (Pielou, 1977; Brower *et al.*, 1990).

La diversidad puede medirse registrando el número de especies, describiendo su abundancia o usando una medida que combine los dos componentes. Las medidas de diversidad consideran dos factores: riqueza de especies, definida por el número de especies presentes y la uniformidad (equitatividad o equidad) de los mismos, esto es en que medida las especies son abundantes proporcionalmente (Pielou, 1977; Magurran, 1988; Gaines *et al.*, 1999).

2.3.1 Índices de diversidad

Un índice es usualmente un conteo estadístico obtenido en campo y proporciona información básica acerca de la población (Wilson *et al.*, 1996). El índice de diversidad es definido por Gaines *et al.* (1999) como un parámetro estadístico, derivado de la información de la riqueza de especies y la abundancia de los individuos presentes en el ecosistema.

Magurran (1988) menciona que existen varios índices y modelos que han sido desarrollados para medir diversidad en una comunidad. En general tres categorías principales de medición son usadas para evaluar diversidad de especies: (1) índice de riqueza de especies, (2) modelos de abundancia de especies, e (3) índice basados en la abundancia proporcional de especies. Esta última categoría denominada también índice de heterogeneidad por que consideran tanto la uniformidad como la riqueza de especies. Muchas de las diferencias entre los índices subyacen en el peso relativo que dan a la uniformidad y a la riqueza de especies.

2.3.2 Índice de Shannon (H')

El índice de Shannon es una medida de diversidad derivada de la teoría de la información ya que se fundamenta en la lógica o la información (Magurran, 1988). Este índice considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población infinitamente grande y asume que todas las especies están representadas en la muestra (Pielou, 1975). El valor del índice de diversidad de Shannon de acuerdo con Margalef (1972) suele hallarse entre 1.5 y 3.5 y rara vez con un valor de 4.5.

El índice de Shannon es una de las variables más empleadas para la estimación de la diversidad de especies (Gadow, 1992). Para su determinación se emplea la fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

donde:

S = número de especies presentes

p_i = proporción de las especies $p_i = n_i/N$

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

Daniel (1998) con la finalidad de subsidiar el uso correcto del índice de Shannon reunió información buscando aclarar su origen y analizar las ventajas y desventajas de su aplicación.

Entre Algunas de las ventajas de la aplicación de índice de Shannon sobresale las descritas por ciertos autores (Hutcheso, 1970; Thompson y Shay, 1989; Qinghoung, 1995):

- mayor sensibilidad a las alteraciones en la abundancia de las especie de menor densidad, también denominadas como raras.
- utilización en la medición de la diversidad en distintos niveles de los ecosistemas.
- Propiedades que permite pruebas estadísticas, como la comparación de valores en distintos momentos, en una misma población o comunidad.

Brower *et al.* (1990) señala que el índice de Shannon puede también ser calculado para otros datos aparte de la abundancia, por ejemplo, para expresar la heterogeneidad o la diversidad de biomasa o cobertura. También puede ser usada con valores relativos como: abundancia relativa o biomasa relativa.

El índice de Shannon tiene una amplia aplicación como se puede observar en los estudios fitosociológicos, donde se encuentra el mayor número de trabajos que utilizaron este índice para evaluar la diversidad de especies (Daniel, 1998).

Derleth *et al.* (1986) utilizaron el índice H' para analizar el efecto de pequeñas secciones de los bosques templados sobre las poblaciones de aves donde no existen especies arbóreas.

En entomología, Watson *et al.* (1994) evaluaron la diversidad de poblaciones de insectos, en distintos tipos de cubiertas vegetales, utilizando el índice de Shannon.

En estudios genéticos, el índice de Shannon también es utilizado. Perry y McIntosh (1991), compararon dos patrones de variación de las características morfológicas de colecciones de germoplasma de soya.

2.3.3 Índice de equitatividad (E)

EL índice de equitatividad ó uniformidad del índice de Shannon, se refiere a la relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima, el valor E se sitúa entre 0 y 1.0, donde los valores cercanos de 0 indican poca diversidad y los valores cercanos a 1.0 representa una gran diversidad es decir, todas las especies son igualmente abundantes (Pielou, 1969). Este índice se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$E = \frac{H'}{\ln(S)}$$
$$E = \frac{100 \cdot H'}{H'_{max}} = \frac{100 \cdot -\sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln(p_i)}{\ln(S)}$$

donde:

S = número de especies ($S > 1$)

2.3.4 Índice de Simpson (D)

El índice de Simpson es un índice de heterogeneidad y esta referido como una medida de dominancia, ya que se pondera según la abundancia de las especies más comunes (Magurran, 1988). Simpson (1949) dió la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una comunidad infinitamente grande perteneciesen a diferentes especies:

$$D = \sum p_i^2$$

donde:

p = proporción de individuos de la i -ésima especie

para el cálculo del índice para una comunidad infinita se utiliza:

$$D = \sum \left(\frac{n(n-1)}{N(N-1)} \right)$$

donde:

n = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

A medida que el índice de Simpson se incrementa, la diversidad decrece por lo que normalmente se adopta el complemento del índice de Simpson ($1-D$), el cual asegura que el valor del índice aumente con el incremento de la diversidad.

Peet (1974) sugirió que las medidas de heterogeneidad podrían dividirse en índices de tipo 1 y tipo 2. Los índices de tipo 1 son los que están más afectados por las especies raras (riqueza de especies). Los índices de tipo 2 son los sensibles a los cambios en la abundancia de la especie más común (dominancia). Las medidas que mejor ilustran los índices tipo 1 y tipo 2 son respectivamente los de Shannon y Simpson.

2.3.5 Índices de riqueza de especies

Brower, *et al.* (1990) mencionan que la simple medida de diversidad de especies es el número de especies (S) o la riqueza de especies (Magurran, 1988). Diversos índices de diversidad que incluyen tanto el número de especies (S) como el número total de individuos (N) han sido propuestos. Entre ellos se incluyen el índice de diversidad de Margalef ($R1$):

$$R1 = \frac{(S - 1)}{\ln(n)}$$

Y el índice de Menhinick ($R2$):

$$R2 = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Tales índices $R1$ y $R2$ tiene sus desventajas, porque no permiten diferenciar entre la diversidad de diferentes comunidades teniendo el mismo número de especies y el número total de individuos, la riqueza de especies esta directamente relacionada al tamaño de muestra. Una buena medida de diversidad tomaría en cuenta tanto el número de especies y la similitud de ocurrencia de individuos en varias especies (Brower, *et al.*, 1990).

2.3.6 Abundancia, dominancia y frecuencia de las especies arbóreas

Para evaluar la importancia de las especies arbóreas en la población se utiliza la abundancia, dominancia y frecuencia como medida de valoración (Mueller y Ellenberg, 1974).

La abundancia es referida como el número de individuos por especie. Se distingue entre abundancia absoluta al número de individuos por especie y la abundancia relativa como la proporción porcentual de cada especie en el número total de individuos (Lamprecht, 1990).

Como medida de dominancia, Lamprecht (1990) establece que la cobertura de copa de todos los individuos de una especie determina su dominancia, sin embargo en el caso de los bosques tropicales, la determinación de las proyecciones de las copas resultan en extremo complicada y en ciertos casos imposible de realizar. Por ello generalmente éstas no son evaluadas. Sin embargo, se emplea el área basal como sustituto del verdadero valor de dominancia. Como dominancia absoluta de una especie es definida la suma del área basal individual, expresadas en m^2 . La dominancia relativa se calcula como la proporción de una especie en el área basal total evaluada (Jiménez, 1998).

Brower *et al.* (1990) se refiere a la frecuencia como el número de eventos ocurridos en un determinado tiempo. En diversos estudios, la frecuencia indica el número de muestreos, en la cual una especie es encontrada. Esta es expresada como la proporción del número total de muestras que contiene la especie en cuestión.

Lamprecht (1990) define frecuencia como la existencia o la ausencia de una especie en determinada parcela. La frecuencia absoluta se expresa en

porcentaje (el 100% se refiere a la presencia de las especies en todas las subparcelas) y la frecuencia relativa de una especie se calcula como un porcentaje en la suma de las frecuencias absolutas de todas las especies. Esta variable ofrece una medida de homogeneidad de un bosque. Debe observarse que los valores de las frecuencias dependen a su vez del tamaño de las subparcelas.

Los valores de abundancia, frecuencia y dominancia, pueden ser calculados no sólo para las especies, sino también para determinados géneros, familias, formas de vida, así como también para clases por categorías de altura (Lamprecht, 1990).

Jiménez en 1998 realiza un estudio en un bosque de pino-encino, con la finalidad de evaluar en forma cuantitativa la relación ecológica entre la abundancia, dominancia y frecuencia de las distintas especies arbóreas existentes en una comunidad de *Pinus pseudostrobus* y *Quercus rysophylla*. Del estudio anterior se determinó que existe una relación directa entre las especies y el número de individuos presentes.

Diversos ejemplos sobre la aplicación de los índices antes mencionados para evaluar la diversidad de especies en una comunidad, se encuentran en la literatura. Thiollay (1992) utiliza los parámetros ecológicos; riqueza de especies, índice de Shannon, índice de equidad y el índice de Simpson para evaluar la influencia del aprovechamiento selectivo en diversidad de especies de pájaros.

González (1996) hace un análisis de la fisonomía, composición, diversidad florística, estructura y dinámica de cinco predios ubicados en el sur de Linares, N.L. Para la estimación de la diversidad de especie utiliza los índices de heterogeneidad de Shannon y Simpson .

Elliott y Hewitt (1997) estudiaron la composición florística y patrones de abundancia del estrato arbustivo y estrato herbáceo en once sitios forestales, para evaluar diversidad y riqueza de especies antes de la implementación de diferentes tratamientos de corta. La diversidad de especies fue determinada por el índice de Shannon y el índice de equitatividad de Pielou.

Elliott *et al.* (1998) realizaron un estudio para observar como la riqueza de especies y la diversidad se recuperan después de un severo disturbio, reportaron patrones temporales de composición de especies y diversidad, después de la sucesión pastizal a bosque.

Lwanga *et al.* (1998) aplicaron técnicas para cuantificación rápida de biodiversidad tropical. Describen un método simple de estudio para evaluar el nivel de riqueza de especies de las pteridofitas. A su vez, ilustraron el uso de la técnica basada en rarefacción de control, para diferencias inevitables en esfuerzos de muestreo, para calcular la riqueza relativa de especies. Encontraron que el 75% de la varianza estimada de diversidad de helechos puede ser predicha por la fertilidad del suelo.

Webb y Fa'aumu (1999) reportaron la densidad de comunidades de árboles y asociación de la composición de tres parcelas permanentes de investigación forestal, en un bosque tropical. Del estudio anterior, definieron un total de 57 especies de árboles. La riqueza fue similar en todos los sitios, pero la composición considerablemente diferente.

Kollmann y Schneider (1999) investigaron la correlación entre la diversidad alfa de especies maderables en bosques límite y los atributos de los sitios y del paisaje adyacente que pudiese tener influencia. Se registraron la composición de especies y la estructura de las orillas. La diversidad de

especies de fruto carnosos fue alta en bosques de orilla, adyacentes al patizal en baja calidad de nutrientes.

2.4 Diferenciación dimensional

Un atributo característico de ecosistemas forestales es la diferenciación de los individuos vecinos. Para evaluar este parámetro ecológico se utiliza la variable diferenciación dimensional introducida por Gadow y Fuldner (1995). La diferenciación dimensional permite describir la estructura del ecosistema, teniendo como base las relaciones próximas de las demás especies arbóreas (Gadow y Fuldner, 1992; Fuldner y Gadow, 1994). El principio es ilustrado en la figura 1.

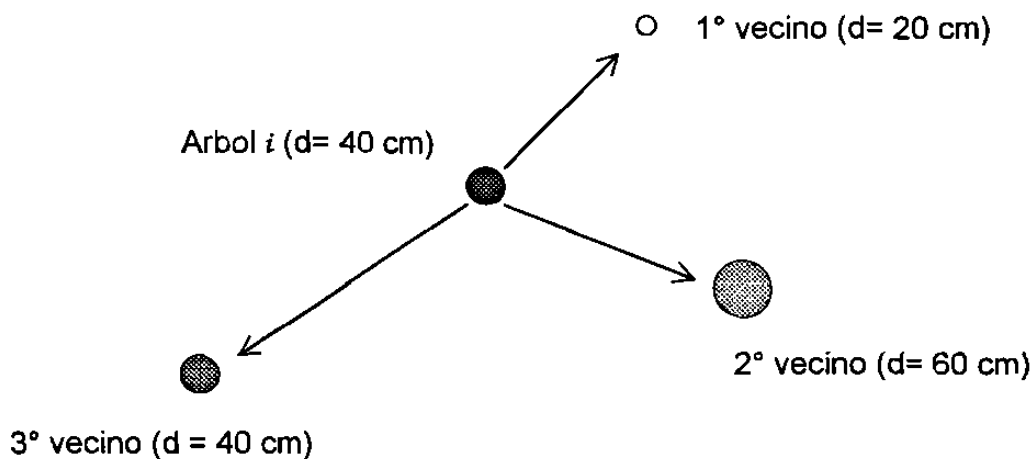


Figura 1: Constelación de vecindad con referencia al árbol i y sus vecinos.

2.4.1 Índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM})

Este término fue descrito por Földner (1994) para el desarrollo de su muestreo estructural cuatro. El índice porcentual de mezcla de especies \overline{DM} se define para el i -ésimo árbol ($i = 1..N$) y sus tres vecinos próximos j ($j = 1,2,3$) como la proporción relativa de árboles vecinos de una especie distinta Földner (1995) (Aguirre, 1999). Este índice se desarrolló a fin de salvar las limitaciones del índice de Shannon, que no permite derivar información sobre la distribución espacial de las especies (Gadow y Földner, 1992). Rodales con igual H' pueden presentar una distribución espacial de los árboles muy distinta.

El índice porcentual de mezcla de especies se obtiene de la función:

$$DM = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_{ij}$$

V_{ij} toma un valor 0 cuando el vecino j -ésimo pertenece a la misma especie del árbol objeto i ; de lo contrario tiene un valor 1.

Dado que V_{ij} es una variable discreta dual, (\overline{DM}) puede tomar los siguientes valores:

Los sitios de muestreo pueden alcanzar como resultado (\overline{DM}) cuatro categorías:

0.00 = todos los individuos pertenecen a la misma especie.

0.33 = un individuo pertenece a otra especie.

0.67 = dos de tres individuos pertenecen a otra especie.

1.00 = los tres individuos pertenecen a distintas especies.

El valor promedio de la mezcla de especies se calcula mediante:

$$\overline{DM} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N V_i$$

donde :

N = número de árboles en el rodal

2.4.2 Índice de distribución vertical de especies (A)

Pretzsch (1996) desarrolló a partir del índice de Shannon, el índice de distribución vertical de especies (A). A diferencia del índice de Shannon, el índice A caracteriza la ubicación de las especies en diferentes estratos de altura. Este índice cuantifica la diversidad de especies y su ocupación en espacio vertical dentro de la población. El índice de distribución vertical presenta un rango de distribución entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor $A = 0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre además en un sólo estrato. A_{max} se obtiene cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Biber 1997, citado por Aguirre, 1999).

El índice A se calcula de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \cdot \ln(p_{ij})$$

donde:

S = número de especies

Z = número de estratos de altura

P_{ij} = proporción de especies en las zonas de altura

$$P_{ij} = \frac{n_{ij}}{N}$$

n_{ij} = número de individuos de la especie i en la zona j

N = número total de individuos

A_{max} es función del número de especies (S) y de estratos (Z) y se obtiene mediante:

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

2.4.3 Índice de diferenciación diamétrica (TD)

El índice de diferenciación diamétrica se define como TD , resultando ser la relación existente entre el diámetro ($d_{1.3}$) para un árbol dado i ($i = 1..N$) y sus n próximos vecinos cercanos j ($j = 1..n$) y se define por el cociente entre una variable dimensional del árbol más pequeño y la correspondiente del árbol mayor, sustraído de 1 (Gadow y Fuldner, 1992; Fuldner y Gadow, 1994; Fuldner, 1995; Pommerening *et al.*, 1997; Jiménez, 1998).

$$TD = 1 - \frac{D - menor}{D - mayor}$$

Donde $D-menor$ y $D-mayor$ son los diámetros a 1.3 m de los árboles vecinos. El valor promedio del índice de diferenciación diamétrica entre el i -ésimo árbol ($i = 1..N$) y su próximos vecinos j ($j = 1, \dots, n$) se determina mediante la siguiente fórmula:

$$\overline{TD}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n r_{ij}$$

donde:

$$r_{ij} = 1 - \frac{d_i}{d_j} \text{ para } d_i < d_j \text{ y}$$

$$1 - \frac{d_j}{d_i} \text{ para } d_i > d_j$$

El índice de diferenciación diamétrica promedio en un ecosistema forestal se expresa entonces:

$$\overline{TD} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TD_i$$

donde :

N = número de árboles en la unidad de muestreo

El valor de TD aumenta con el incremento promedio de la diferencia de diámetros entre árboles vecinos. Los valores posibles de TD oscilan entre 0 y un valor menor a 1. La diferenciación promedio ≈ 0 significa que los individuos vecinos tienen el mismo diámetro ; para un $TD = 0.1$ el diámetro del árbol más delgado es de 10% menor que el más grueso. Consecuentemente, valores de TD de 0.2 a 0.9 indican que los diámetros a 1.3 m de los individuos menores son de 20 a 90% más pequeños que aquellos con mayor diámetro.

El valor medio de TD proporciona información sobre la estructura global del ecosistema. Mediante la clasificación del rango de valores de TD de 0 a 1 y

la representación de la distribución porcentual de los valores de TD de los sitios de muestreo en estas clases, se obtiene la información detallada sobre la estructura del ecosistema (Aguirre *et al.*, 1998).

El índice tiene puntos de referencia interpretables y es apropiado para su uso por manejadores del recurso forestal quienes requieren una descripción de las estructuras de bosques, utilizando expresiones simples. De particular interés son la distribución de los valores de TD , para cualquiera generación de estructuras específicas (Lewandowski y Gadow 1997) o bosques al azar (Pommerening, *et al.*, 1997).

Las distribuciones de diferenciación diamétrica pueden ser establecidas para los rodales como un todo o para una cierta subpoblación. Földner (1995) empleó diferenciación en tamaño de especies, como también para la diferenciación en tamaño de árboles dominantes.

2.4.4 Índice de diferenciación en altura (TH)

Aguirre *et al.* (1998) desarrolla nuevamente este método, donde la diferenciación en altura (TH), cuyo valor oscila entre 0.0-1.0, la dividen en 5 grupos de diferenciación (débil: 0.0 - 0.2; moderado: 0.2 - 0.4; media: 0.4 - 0.6; fuerte: 0.6 - 0.8; muy fuerte: 0.8 - 1.0).

Este índice se define por la siguiente relación:

$$\overline{TH}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n r_{ij}$$

donde

$$r_{ij} = 1 - \frac{h_i}{h_j} \text{ para } h_i < h_j \text{ y}$$

$$1 - \frac{h_j}{h_i} \text{ para } h_i > h_j$$

la función:

$$\overline{TH} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TH_i$$

donde :

N = número de árboles en la unidad de muestreo

Este índice permite calcular el índice de diferenciación promedio en altura para el estrato arbóreo de un ecosistema forestal.

2.5 Inventario para la obtención de índices estructurales

2.5.1 Grupos estructurales de los cuatro árboles

Los índices para la caracterización de la estructura de ecosistemas forestales constituyen sin duda un aporte importante para la toma de decisiones en manejo forestal. Su aplicación en la práctica depende, sin embargo de que los procedimientos para la obtención de la información de campo sean óptimos en tiempo y costos (Gadow, 1999).

Los sitios circulares de muestreo convencionalmente empleados contienen valiosa información principalmente para el análisis de la estructura de las especies. A partir de datos de sitios circulares en los que se registra la ubicación de los árboles pueden derivarse algunos índices dependientes de la distancia. En este caso se presenta sin embargo el problema de definir las

relaciones de vecindad de los árboles cercanos al límite del sitio (Nagel, 1994; Pommerening *et al.*, 1997).

Una alternativa para la obtención de índices estructurales la constituye el procedimiento de inventario denominado "grupos estructurales de cuatro árboles" (Füldner, 1995; Pommerening *et al.*, 1997; Jiménez, 1999), procedimiento sistemático de inventario en el que los sitios de muestreo se ubican conformando una red a distancias (Füldner, 1995) a partir de un punto inicial aleatorio; este esquema de inventario es particularmente adecuado para los ecosistemas forestales. El árbol más próximo a los puntos de intersección de la red se designa árbol-cero y a partir de éste, se determina la distancia a los tres árboles más cercanos. A los cuatro individuos que conforman el grupo de muestreo se les determina diámetro, altura y especie. Adicionalmente pueden obtenerse datos de área de copa, altura de copa, edad, etc.

A partir de la información de los grupos de cuatro árboles pueden obtenerse diversos índices estructurales basados en relaciones de vecindad entre árboles. El índice de mezcla de especies M_i , el de distancia entre árboles D_i , y los de diferenciación dimensional (TD_i , TH_i) se derivan de manera simple a partir de los datos obtenidos mediante este procedimiento de inventario. La inclusión de un quinto árbol en el grupo y la medición de los ángulos entre los árboles posibilita la estimación del índice de ángulos W_i (Aguirre, 1999).

La determinación de los índices de agregación de Clark & Evans y de segregación de Pielou puede realizarse para caracterizar la distribución espacial de las especies dentro de un ecosistema partir de los datos de los grupos estructurales de cuatro árboles (Füldner, 1995).

3. MATERIALES Y METODOLOGIA

3.1 Descripción del área de estudio

3.1.1 Localización

El estudio se realizó en el Bosque-Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Esta área de investigación se ubica dentro del municipio de San Pedro Iturbide, N. L., a 40 km al SO de Linares, situado en la latitud $24^{\circ} 42' 23''$ norte y longitud $99^{\circ} 51' 39''$ oeste, en la Sierra Madre Oriental (figura 2). El terreno tiene una extensión de 1035 hectáreas con un rango altitudinal a partir de 1250 hasta 1900 msnm (woerner,1990) .

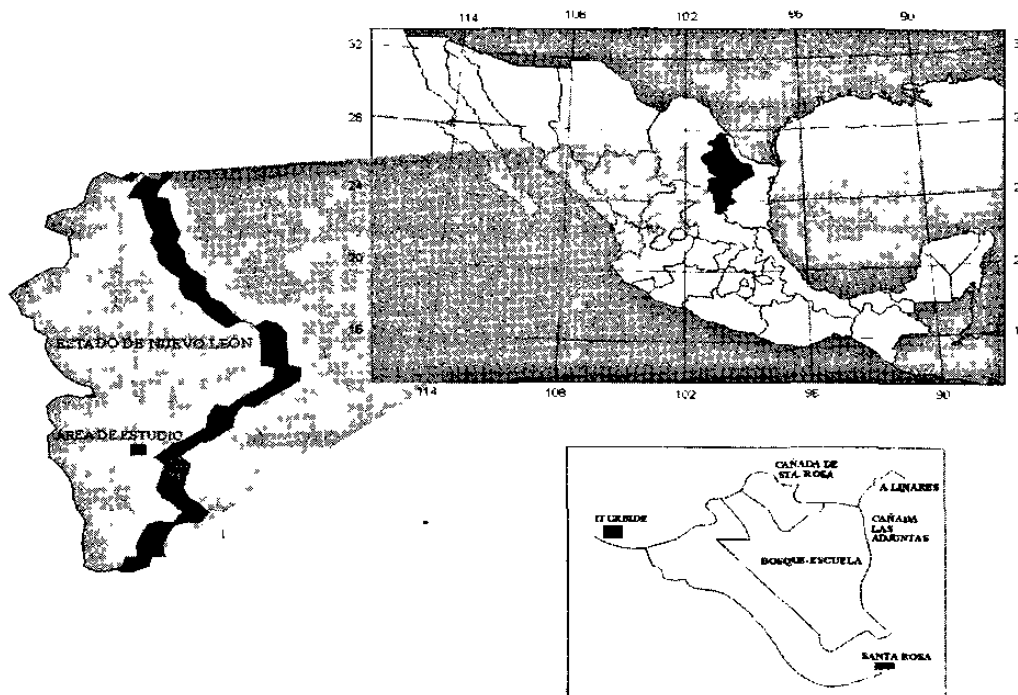


Figura 2: Ubicación del área de estudio (Bosque-Escuela).

3.1.2 Clima

De acuerdo con Hijweege y Gomert (1986) y según el sistema Köppen (modificado para México por E. García en 1973), la región de estudio tiene un clima semiseco y semicálido de tipo BS₁ kw que se caracteriza por tener un verano lluvioso y un invierno seco y frío. La precipitación media anual es de 600 mm rebasando la tasa de evapotranspiración. En relación con la temperatura los meses más cálidos son junio, julio y agosto, con 21°C en promedio, el mes más frío es enero con una temperatura mínima de -8°C, el promedio es de 17°C. A causa de las fuertes pendientes se observan variaciones grandes en las condiciones microclimáticas de las exposiciones norte y sur (Jiménez y Kramer, 1992).

3.1.3 Geología

La Sierra Madre Oriental está compuesta por un espectro amplio de rocas sedimentarias calizas de la época mesozoica del jurásico superior, cretácico inferior hasta el cretácico superior. En el área de estudio se presentan rocas calizas muchas veces dolomitizadas y areniscas calizas duras resistentes a los procesos de intemperización y sedimentos margosos calizos y lutitas lomos friables. En la mayor parte recalcificadas, material más susceptible a la descomposición y formación de suelos, pero también más afectados por procesos erosivos. Aparte de estos materiales mesozoicos aparecen depósitos sedimentarios de material más fino hasta el holoceno, en las zonas bajas de acumulación, muchas veces como relleno de valles (Woerner, 1990).

3.1.4 Morfología

La morfología del área de estudio se caracteriza por varias cordilleras secundarias muy escarpadas y con alto riesgo de erosión, de orientación SSO a NNE, que subdividen una cordillera principal de la Sierra Madre Oriental por su ladera oriental. Las exposiciones generales de las pendientes son N, E y S. Debido al relieve acentuado los suelos muestran, según su posición y/o acumulación distinguibles perfiles decapitados y/o estratificados (Woerner, 1990). La topografía es muy accidentada con pendientes generalmente de 30 - 70 % y con crestas de calizas con pendientes menores (Synnott y Marroquín 1987).

3.1.5 Suelos

Los suelos son delgados con una gran variación en cuanto a colores y fertilidad aparente, relacionado con pendiente, exposición, vegetación y geología. Las áreas de caliza tienen suelos oscuros de arcilla arriba de la roca maciza, más profundos en las pendientes al norte y en los cañones. El suelo limoso muestra diferentes porcentajes de contenido de carbonatos a distintas profundidades (Synnott y Marroquín 1987; Jiménez y Kramer, 1992).

3.1.6 Vegetación

Entre los tipos de vegetación que se pueden distinguir en forma general, dependiendo de la altura y la exposición y basándose en la estructura y especies de árboles y arbustos dominantes, está el bosque de pino, de pino-encino, de encino-fresno-cedro y de encino, los matorrales submontanos

hasta matorrales desérticos abiertos y chaparrales que denotan condiciones más secas y cálidas. En general se presenta un gradiente obvio en altura y densidad de la vegetación (Hijweege y Mes, 1986; Synnott y Marroquín, 1987). Cabe mencionar un tipo de vegetación muy rico en especies representada por los bosques altos y cerrados de cañón, que se limitan estrictamente a los fondos y las paredes inferiores de cañones y barrancas.

3.2 Descripción de las especies

3.2.1 *Pinus pseudostrobus* Lindl.

A esta especie se le conoce comúnmente como pino blanco, es un árbol de 15 - 20 m de altura. Presenta 5 acículas, cono ovoide, ramillas con tinte ceniciento en sus partes tiernas, entrenudos largos, base de las brácteas alargadas y espaciadas, corteza casi liza durante mucho tiempo en los árboles jóvenes. Su madera es dura y resistente, produce abundante trementina. En México se encuentra en los parajes montañosos de los estados de Jalisco, Michoacán, Durango, Distrito Federal, Morelos, Puebla, Hidalgo, Tlaxcala, Veracruz, Oaxaca, Guerrero, Chiapas y Nuevo León. Su hábitat se localiza entre los 1600 a 3200 msnm y los árboles más altos entre los 2000 y 2400 m. Este pino pertenece a las arbóreas económicamente más importantes del Noreste de México (Perry 1991).

3.2 2 *Quercus rysophylla* Weath.

Arbol de 8 a 15 metros de altura, con tallo recto. Las hojas son simples, alternas, lanceoladas y rígidas de 12 a 20 cm de largo el borde es entero con ondulaciones muy marcadas. Las flores dispuestas en amentos de 2 a 10 cm

de largo. Típico de cañones con *Q. polymorpha* en el terreno, aunque no muy común. Dominante en cañones con altitudes bajas. Se emplea en construcción rural (Alanís *et al.*, 1996).

3.2.3 *Quercus canbyi* Trel.

Arbol de tamaño medio, bien conformado de copa, tronco bifurcado, siempre verde. Altura de 6 a 15 metros. Flores masculinas dispuesta en amentos alargados de 5 cm de longitud. El fruto es una bellota anual, sésil, o en un pedúnculo de hasta 4 mm de longitud. Las hojas lanceoladas, simples, alternas, de 5- 10 cm de longitud, con 3-5 dientes pequeños a cada lado. Es una especie que se distribuye en el sur de Nuevo León, es muy común principalmente en cañones y laderas arriba de 1400 msnm, en asociaciones con pinos. Importante como alimento para la fauna silvestre, la cual aprovecha brotes tiernos y bellotas (Synnott y Marroquín, 1987).

3.2.4 *Quercus laceyi* Small.

Arbol de 7 a 14 metros de altura, de apariencia grisácea cuando se observa a distancia, corteza gris. Las hojas son simples, alternas alípticas, poco lobuladas y dientes poco marcados a cada lado. Las hojas son rojo púrpura cuando jóvenes, haciéndose blanquecinas con el tiempo. Las flores en amentos café amarillentos. La bellota es solitaria o en pares, sésil o sobre un pedúnculo. Se usa en construcción rural, como estantes para cercas y como leña y carbón (Alanís *et al.*, 1996).

3.2.5 *Juniperus flaccida* Schlecht.

Arbol de 5 a 12 metros de altura, de copa redondeada e irregular (Alanís *et al.*, 1996). Fruto de 10 mm de diámetro con 6 a 8 semillas. Cedro muy común en Iturbide, Nuevo León, localizado en pendientes muy expuestas, en depresiones o líneas de drenaje; no se encuentra en las partes más cerradas de los bosques, en mucha sombra. En general, es más común en áreas abiertas, incluso como colonizador de las milpas abandonadas (Synnott y Marroquín, 1987).

3.2.6 *Arbutus xalapensis* (H.B. K.)

Arbol de tamaño pequeño, generalmente multitronco, con ramas que se expanden. Mide de 4 a 6 metros de altura. La flor es de color blanco, pequeñas. Las hojas son simples, alternas, ovaladas, de hasta 10 cm de longitud. Corteza rojiza que se desprende en láminas. Se encuentra principalmente en bosques de encino, bosques de encino-pino o bosques de pino. Por sus frutos persistentes en la temporada invernal, es una fuente importante de alimento para aves y mamíferos silvestres. Su madera ha sido utilizada en la fabricación de herramientas, carbón, así como combustible (Synnott y Marroquín, 1987).

3.2.7 *Cercis canadensis* L.

Es un árbol de tamaño medio con una altura de 2 a 6, puede ser multitronco de copa amplia. Flor color rosa de 1.2 cm de largo y aparece en racimos de 4 a 8. El fruto es una vaina persistente de color rojizo, aplanada de 6 a 10 cm de largo. Las hojas son simples, alternas, reniformes de 5 a 7 cm de largo

por 7 cm de ancho. Se ubica en los bosques de pino-encino y también en los bosques de niebla, salvo en lugares muy sombreados o expuestos. Es de rápido crecimiento. Las flores son muy atractivas para abejas y las semillas son fuente de alimento principalmente para aves (Synnott y Marroquín, 1987).

3.2.8 *Quercus polymorpha* Schel. & Cham.

Arbol de tamaño medio, con copa bien conformada. Altura hasta 10 metros. La flor está dispuesta en amentos. El fruto es una bellota anual solitaria o en pares, con un pedúnculo de 0.4 a 3 cm. Las hojas simples, alternas, desciduas, oblongo elípticas u ovadas de 4 a 15 cm de longitud. Es típico de los bosques de encino o en asociación de pino. Un componente característico, aunque no común, en bosques de cañon con *Q. rysophylla*. Se encuentra dominante en cañones y altitudes más bajas (600-800 msnm). Es una fuente de alimento muy importante para aves y mamíferos silvestres, principalmente en la época invernal (Synnott y Marroquín, 1987).

3.2.9 *Juglans mollis* Engelm.

Arbol de 15 a 18 metros de altura, con troncos hasta de 1 metro de diámetro, corteza gruesa, profundamente surcada. Las hojas son compuestas, alternas, con bordes aserrados, el ápice fuertemente acuminado. Las flores son verdes amarillentas, dispuestas en amentos. El fruto es una drupa café rojiza, y es comestible. Se encuentra raro en pendientes protegidas (Alanís *et al.*, 1996).

3.2.10 *Prunus serotina* Ehrh.

Árbol de 5 a 15 metros de altura y hasta 50 cm de diámetro, copa ancha, corteza café rojiza, liza. Hojas simples alternas, firmes, oblongo lanceoladas. Las flores son blancas, de 0.3 a 1 cm de diámetro, numerosas en racimos. El fruto es una drupa globosa de 0.5 a 2.5 cm de diámetro. El fruto es comestible (Alanís *et al.*, 1996). Se encuentra principalmente en algunos cañones y pendientes con exposición al norte, casi siempre en bosques cerrados (Synnott y Marroquín, 1987).

3.2.11 *Rhus virens* Lindh.

Arbolillo de 2 a 3 metros de altura. Hojas compuestas, 5 – 7 hojuelas. Fruto rojo o anaranjado comestible. Es común en bosques de pino y pino-encino. Las hojuelas se tornan de color rojo-carmesí cuando mueren (Synnott y Marroquín, 1987).

3.3 Metodología de investigación

La metodología propuesta en esta investigación es una combinación de la medición global y el análisis muestral desarrollado por Földner en 1995. La información de la medición total se utilizó para determinar la abundancia (N/ha) y la dominancia ($g_{1.3}/ha$) de las especies arbóreas, así como la homogeneidad de la población. Mediante los sitios de muestreo se definió la frecuencia, diferenciación dimensional y distribución espacial de las especies. Lo anterior, se efectuó tanto para la población, como para las especies arbóreas definidas.

3.3.1 Medición global

Dentro del área de estudio que abarca una superficie de 2.18 ha se realizó una medición total de las especies arbóreas consideradas, determinándose para cada individuo su especie, posición, diámetro, altura total, altura de fuste limpio, diámetro de copa, así como la edad correspondiente para *Pinus pseudostrobus*. Partiendo de un punto inicial al azar, se ubicaron los sitios de muestreo en una red de puntos, teniendo una distancia entre sitios de 20 metros (Figura 3).

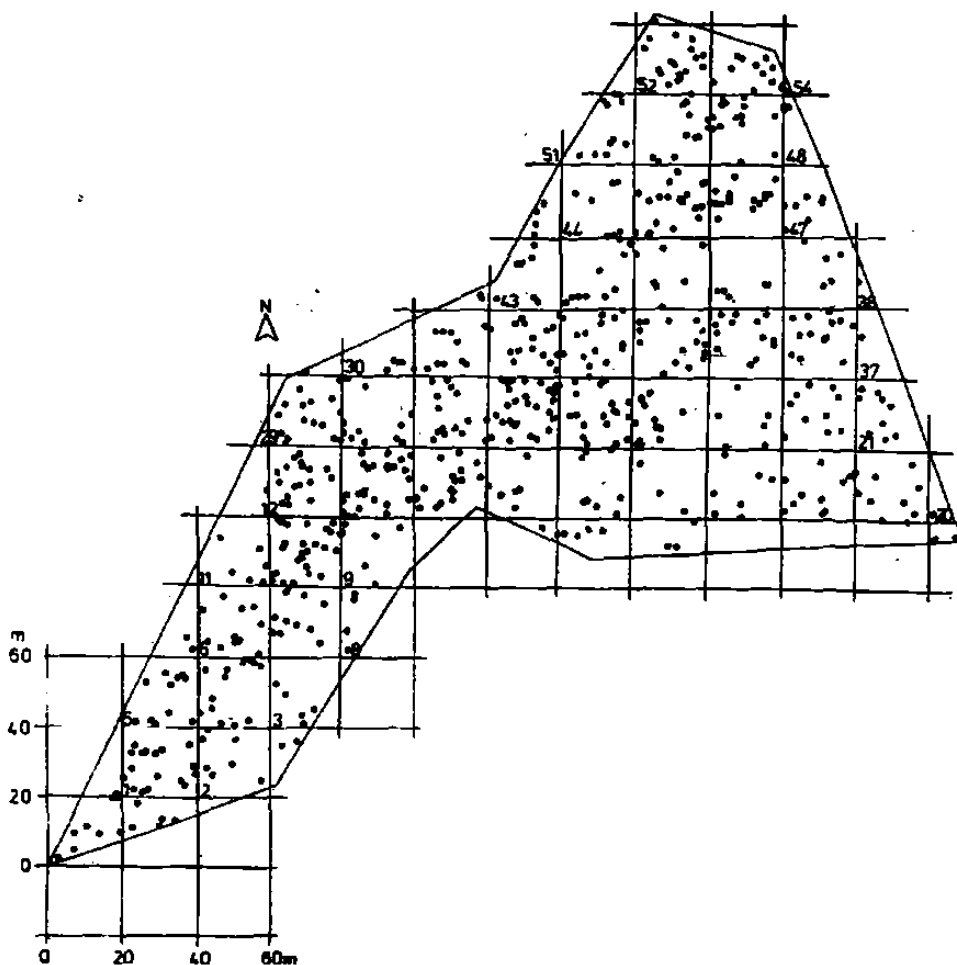


Figura 3: Mapa del sitio de la parcela experimental

3.3.2 Análisis muestral

Para estimar los diversos parámetros estructurales se utilizó el muestreo denominado por Fuldner (1994) grupo estructural de los cuatro árboles, (Figura 4). El árbol más próximo a los puntos de intersección de la red sirvió como árbol-muestra o árbol-cero y a partir de éste, se determinó la distancia de los tres individuos más cercanos. La información que se colectó con este muestreo fue; número de individuos (n/ha), altura total (h), diámetro ($d_{1.3}$), área basal (g/ha) y el coeficiente de estabilidad (h/d).

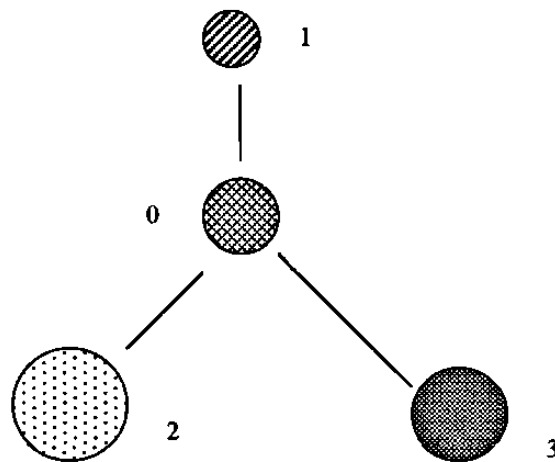


Figura 4: Grupo estructural de los cuatro árboles

3.4 Estimación de los parámetros básicos estructurales

3.4.1 Abundancia, dominancia y frecuencia de las especies arbóreas

A partir de la información de la medición global se estimó la abundancia (A_i) y dominancia (D_i) de las especies arbóreas del ecosistema forestal mixto de pino-encino. Como expresión de abundancia se recurrió al número de individuos por hectárea y como medida de dominancia se tomó la expresión

del área basal ($g_{1.3}$) de los individuos presentes. Lamprecht (1990) menciona que en los bosques tropicales se utiliza normalmente el área basal de las especies para determinación de la dominancia. Para evaluar la frecuencia se usó la información recabada de los sitios de muestreo, donde se contabilizaron las especies presentes dentro de estos muestreos, además de estimar la distancia promedio (E), número de individuos por hectárea (n/ha), área basal por hectárea ($g_{1.3}/ha$) y el diámetro medio del área basal (dg). Los resultados obtenidos de abundancia y dominancia se compararon tanto de la población como de los sitios de muestreo.

Para la estimación de estos parámetros básicos se utilizaron las siguientes relaciones:

Abundancia \Rightarrow número de individuos por hectárea

$$A_i = \frac{n}{Area}$$

$$A_i \text{ rel} = \frac{n}{N} * 100$$

donde:

n = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

Dominancia \Rightarrow Área basal por hectárea

$$D_i = \frac{g}{Area}$$

$$D_i \text{ rel} = \frac{g}{G} * 100$$

donde :

g = área basal de especie i

G = área basal total

A partir de los datos del grupo estructural de los cuatro árboles se determinó la frecuencia y los valores estimativos de los principales atributos dasométricos del ecosistema empleando el procedimiento de Köhler (1951, citado por Kramer y Akca 1998). Con este procedimiento se calcula la distancia promedio entre los árboles de un área (\bar{E}) en base al valor medio de las distancias (s_i) del árbol-cero y el segundo y tercer vecinos próximos.

Frecuencia \Rightarrow porcentaje de sitios de muestreo, donde la especie (s_i) se presenta:

$$F_i = m$$

$$F_i \text{ rel} = \frac{m}{M} * 100$$

donde :

m = frecuencia de la especie i en los sitios de muestreo

M = número total de muestreos

$$\text{Número de individuos por hectárea} \Rightarrow N = \frac{10000}{\bar{E}^2}$$

donde:

\bar{E} = distancia promedio entre árboles de un área

$$\bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^n (e_{2i} + e_{3i})}{2 * ns}$$

donde :

ns = número de sitios

e_2 = distancia al árbol 2^{do} vecino

e_3 = distancia al árbol 3^{er} vecino

A partir del número de individuos y los valores medios del ecosistema se derivaron valores estimativos para el área basal por ha y el diámetro medio del área basal.

$$\text{Área basal por hectárea} \Rightarrow G_{ha} = \frac{\sum g_o}{ns} * N$$

donde :

g_o = área basal del árbol objeto

$$\text{Diámetro medio del área basal} \Rightarrow dg = 200 * \sqrt{\bar{g}/\pi}$$

donde :

\bar{g} = área basal media

3.5 Estimación de índices de diversidad de especies

3.5 1 Índices de riqueza de especies

El índice de Margalef ($R1$) es simple de calcular, el valor mínimo es 0 y el máximo es $(n-1) / \ln(n)$. La ecuación de este índice es:

$$R1 = \frac{(S-1)}{\ln(n)}$$

El índice de Menhinick ($R2$) se calcula a través de la siguiente relación:

$$R2 = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Aunque los índices Margalef y Menhinick no proporciona mucha información como otros, la facilidad de su cálculo es una de las grandes ventajas, su uso permite sumar los datos registrados para comparar sus valores con las de otras investigaciones.

Para la caracterización cuantitativa de la estructura del estrato arbóreo del ecosistema forestal mixto de pino-encino, se determinaron dos índices de heterogeneidad de especies, empleando para ello la información recabada en la medición total de la población.

3.5.2 Índice de Shannon (H')

El índice de Shannon refleja de una mejor manera la diversidad de poblaciones ricas florísticamente, Por lo tanto, este índice de diversidad se determinó mediante la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

donde :

S = número de especies presentes

p_i = proporción de las especies $p_i = n_i / N$

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

El valor del índice de Shannon se incrementa conforme un mayor número de especies y la proporción de individuos de las mismas es más homogénea. H'

depende por lo tanto, no solo del número de especies presentes en un ecosistema, sino de la frecuencia con que estén representadas.

3.5.3 Índice de Simpson (D)

El índice de Simpson es una medida de dominancia donde el valor máximo 1 se obtiene cuando solamente hay una especie, los valores que se aproximan a cero se obtienen cuando hay numerosas especies y ninguna es dominante. Para calcular el índice de forma apropiada para una comunidad finita se utilizó:

$$D = \sum \frac{(n(n-1))}{(N(N-1))}$$

donde:

n = es el número de individuos en la i -ésima especie

N = número total de individuos

3.5.4 Índice de equitatividad (E)

Esta variable representa prácticamente un complemento del índice de Shannon (H') y alcanza un máximo cuando todas las especies de un área están representadas en igual proporción (Nagel, 1994).

La uniformidad del ecosistema se estimó usando la siguiente fórmula.

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

La aplicación de los índices de Shannon (H') y Simpson (D) permite comparar sus resultados. Para ello se adoptó el complemento del índice de Simpson ($1 - D$) y se ajustó el índice de Shannon a una escala de 0 a 1 mediante la fórmula $H/\ln S$, también conocida como índice de equitatividad (E). De esta manera, ambos índices reflejan diversidad (heterogeneidad) en una escala de 0 a 1, en donde los valores cercanos a 1 denotan una mayor diversidad.

3.6 Estimación de la diferenciación dimensional

3.6.1 Índice porcentual de mezcla de especies (\overline{DM})

Este término fue descrito por Földner en 1995, para la determinación de la relación existente entre las especies ubicadas en el muestreo estructural. Este índice porcentual define que proporción de los tres individuos vecinos pertenecen a la especie objeto de estudio (figura 5).

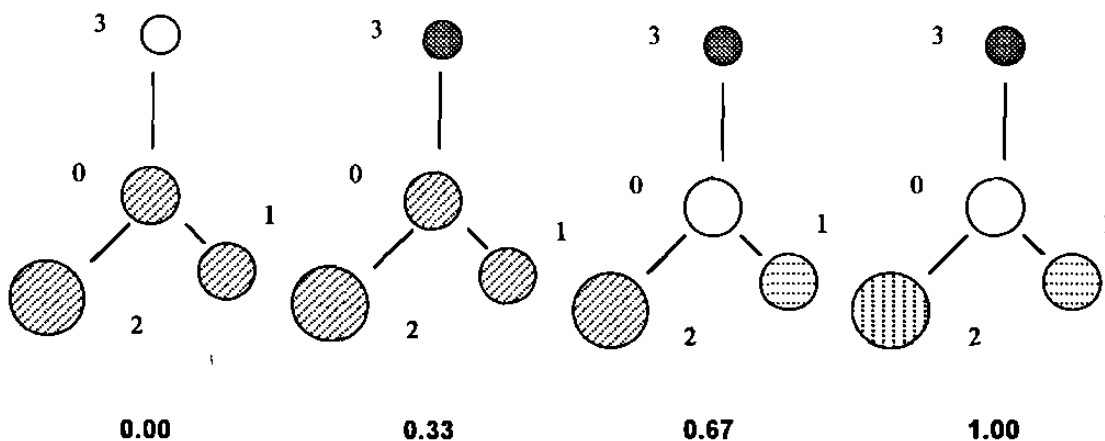


Figura 5: Esquema hipotético de posibilidades del índice porcentual de mezcla de especies

El índice porcentual de mezcla de especies se obtiene de la función:

$$DM_{n1} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_{ij}$$

V_{ij} toma un valor de 0 cuando el vecino j -ésimo pertenece a la misma especie del árbol objeto i ; de lo contrario tiene un valor 1.

3.6.2 Índice de distribución vertical de especies (A)

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies arbóreas del bosque mixto de pino-encino, se empleó el índice de distribución vertical de especies (A), desarrollado por Pretzsch (1996) cuya fórmula es:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \cdot \ln(p_{ij})$$

donde:

S = número de especies presentes

Z = número de estratos de altura

P_{ij} = proporción de especies en las zonas de altura

$$p_{ij} = \frac{n_{ij}}{N}$$

n_{ij} = número de individuos de la especie i en la zona j

N = número total de individuos

A toma valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor $A = 0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre además en un sólo

estrato. A_{max} se obtiene cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos. A_{max} es función del número de especies y de estratos (Biber, 1997). Se obtiene mediante:

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

3.6.3 Índice de diferenciación diamétrica (TD)

Para la descripción de la estructura horizontal del ecosistema, teniendo como base las relaciones próximas de las demás especies arbóreas se utilizó el parámetro diferenciación (T) (Gadow y Földner 1992; Földner y Gadow 1994; Földner 1995; Albert *et al.*, 1995; Pommerening, 1997; Jiménez *et al.*, 1998).

El índice de diferenciación diamétrica (TD) se define por el cociente entre el valor diamétrico ($d_{1.3}$) de los dos árboles vecinos:

$$TD = 1 - \frac{D - menor}{D - mayor}$$

Donde $D menor$ y $D mayor$ son los diámetros a 1.3 m de los árboles vecinos.

El valor promedio del índice de diferenciación diamétrica entre el i -ésimo árbol ($i = 1..N$) y su próximos vecinos j ($j = 1, \dots, n$) se determina mediante:

$$\overline{TD}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n r_{ij}$$

El índice de diferenciación diamétrica promedio en un ecosistema forestal se expresa entonces por:

$$\overline{TD} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TD_i$$

donde :

N = número de árboles en la unidad de muestreo

Los valores posibles de *TD* oscilan entre 0 y un valor menor a 1. Un valor de *TD* = 0 significa que el diámetro de ambos individuos vecinos es igual; para un *TD* = 0.1 el diámetro del árbol más pequeño es de 10% menor que el de más grosor.

3.6.4 Diferenciación en altura (*TH*)

De manera análoga al índice de diferenciación diamétrica (*TD*) se determinó la variable diferenciación en altura (*TH*). Considerando los datos del árbol cero y su vecino más cercano (Aguirre et al. 1997; Jiménez et al. 1998).

Este índice se define por la siguiente relación:

$$\overline{TH}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n r_{ij}$$

El índice de diferenciación en altura promedio se expresa entonces por:

$$\overline{TH} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TH_i$$

donde :

N = número de árboles en la unidad de muestreo

En la figura 6 se muestra en forma esquemática la posición y la dimensión correspondiente en diámetro y altura para cada uno de los individuos localizados dentro del muestreo.

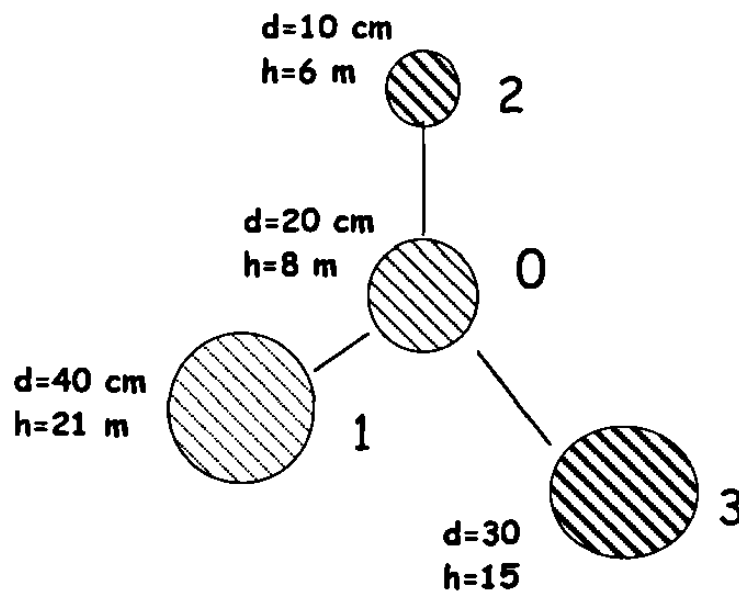


Figura6: Relación diamétrica y de altura entre los individuos próximos.

4. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Estimación de los parámetros básicos estructurales

4.1.1 Resultados de la población

Este estudio se limita al bosque mixto de pino-encino, localizado en una pendiente media con exposición norte, ubicado a una altitud que oscila entre los 1530 y 1650 msnm. El bosque mixto-incoetáneo esta constituido por una vegetación arbórea de *Pinus pseudostrobus*, *Juniperus flaccida*, *Quercus rysophylla*, *Q. canby*, *Q. laceyi*, *Q. polymorpha*, *Arbutus xalapensis*, *Juglans mollis*, *Cercis canadensis*, *Prunus serotina* y *Rhus virens* (tabla 2). La especie que presenta una mayor presencia es *P. pseudostrobus*. Es interesante mencionar que en esta exposición los individuos de *P. pseudostrobus* presentan fustes bien conformados y copas pequeñas.

La tabla 2 muestra los datos importantes de la población, disociados de acuerdo a las especies arbóreas. Se observa claramente que el número de individuos es una variable cuantitativa que de forma aislada no logra dilucidar en forma explícita sobre la densidad y el porcentaje de las especies arbóreas. Así *Pinus pseudostrobus* presenta un 57% del total de individuos de la población, mientras que su diámetro promedio ($d_{1.3}$) es de 26.1 cm es decir 72% del área basal total. Con las demás especies es el área basal (rel. g/ha) menor que el número de individuos (rel. N/ha). Por ejemplo *Arbutus*

xalapensis con un diámetro medio de 14 cm, un número de individuos porcentual de 5.7%, logra sin embargo un área basal de 1.9%.

Quercus rysophylla y *Juniperus flaccida* son las especies de mayor importancia después de *P. pseudostrobus*, dado que representa el 12.8 y 9.7% del total de la población y el 9 y 7.2% del área basal total respectivamente. *Q. canbyi* y *Q. laceyi* tienen una representatividad muy similar dentro del rodal, siendo éstas del 7.4 y 6.7% del total de individuos de la población y de 4.5 - 4.7% del área basal total, respectivamente. El resto de las especies se presentaron con una baja densidad dentro de la población.

Tabla 2: Parámetros cuantitativos del bosque multicohortal.

Especie	N/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro _{0.1.3} (cm)				h/d	
	abs	rel.	Abs	rel.	\bar{h}	S _h	S _h %	min	max	$\bar{d}_{1.3}$	S _d	S _d %	min		max
Total	297	100	14.82	100	10.9	4.3	39	3.4	24.0	22.9	10.5	46	4.8	56.0	0.48
<i>Pinus</i>															
<i>pseudostrobus</i>	169	56.7	10.73	72.4	12.9	4.2	33	4.1	24.0	26.1	11.3	43	4.8	56.0	0.49
<i>Juniperus</i>															
<i>flaccida</i>	29	9.7	1.07	7.2	8.8	5.9	67	4.8	16.3	20.0	7.1	36	6.9	37.8	0.44
<i>Quercus</i>															
<i>rysophylla</i>	38	12.8	1.33	9.0	8.7	2.9	33	4.0	18.5	19.7	7.6	39	10.1	42.8	0.44
<i>canbyi</i>	22	7.4	0.67	4.5	8.7	2.6	30	4.5	15.9	18.2	7.4	41	5.8	52.0	0.47
<i>laceyi</i>	20	6.7	0.69	4.7	9.2	3.1	34	4.6	15.8	19.7	7.1	36	6.9	37.8	0.47
<i>Arbutus</i>															
<i>xalapensis</i>	17	5.7	0.28	1.9	5.6	1.2	21	3.4	9.6	14.1	2.9	21	9.0	22.2	0.40
Resto de especies*															
	3	1.0	0.05	0.3	9.5	2.3	24	6.3	12.0	17.0	3.0	18	13.5	22.0	0.56

* *Quercus polymorpha*, *Juglans mollis*, *Cercis canadensis*, *Prunus serotina* y *Rhus virens*.

El rango de variación de la altura y el diámetro de la población, así como el coeficiente de variación ($S_h\% = 39$, $S_d\% = 46$) muestran una gran heterogeneidad en el rodal. Estos resultados no señalan si existe una fuerte diferenciación dimensional de las especies. Esta variación de inhomogeneidad se encuentra en la mayoría de las especies, por ejemplo

Pinus pseudostrobus tiene un $S_h\% = 33$ y $S_d\% = 43$. Para efectuar una comparación entre estos resultados de heterogeneidad se analizó la información de un rodal homogéneo, ubicado en la Sierra Madre Occidental, con una edad promedio de 50 años y las especies presentes son; *Pinus cooperi* y *Pinus leiophylla*: área sin aclareo $S_h\% = 13$ y $S_d\% = 24$, área con fuerte aclareo $S_h\% = 9$ y $S_d\% = 20$ (Aguirre *et al.* 1998). El valor bajo de h/d en la mayoría de las especies arbóreas se debe a que los rodales presentan una alta radiación lumínica.

4.1.2 Análisis de abundancia, dominancia y frecuencia de las especies arbóreas

La abundancia, dominancia y frecuencia de las especies se utiliza, por lo general, para analizar la relación existente entre las especies de una población. En la tabla 3 se muestran los valores absolutos y relativos de abundancia (N/ha), dominancia ($G = m^2/ha$) y frecuencia de las especies arbóreas en cuestión, la relación anterior se basa en los sitios de muestreo. A su vez, se observa que un porcentaje de los sitios de muestreo, en comparación con la medición total de la población, muestran variaciones positivas y negativas de los valores de abundancia y dominancia.

Estos mismos parámetros varían, dentro del ecosistema, en forma sustancial los valores de los sitios de muestreo (+14% N/ha y +33% G/ha). Estas variaciones son más fuertes en la mayoría de las especies, las cuales subestiman el número de individuos y el área basal de cada una de ellas, con excepción de *Pinus pseudostrobus* que presenta porcentajes muy similares en valores absolutos y relativos de la abundancia (+08 y -05% respectivamente), destacando el valor relativo de dominancia, el cual es idéntico al presentado en la medición total de la población. La diferencia

entre los valores de los sitios de muestreo y la medición total pueden disminuir si se agrupan las especies y se utilizan valores relativos, por ejemplo el género *Quercus* que alcanza valores de +03% N/ha y +12% G/ha. En cuanto a la frecuencia de las especies, *Pinus pseudostrobus* resulta ser la de mayor importancia, ya que ocurre en el 89% de los sitios de muestreo, posteriormente *Juniperus flaccida* y *Quercus rysophylla* se encuentran en el 35% de los sitios.

Tabla 3: Análisis de abundancia, dominancia y frecuencia de las especies correspondientes a los sitios de muestreo, en comparación con la población.

Especie	Abundancia (N/ha)		Dominancia (g = m ² /ha)		Frecuencia
	abs	rel	abs	rel	rel
Total					
<i>Pinus pseudostrobus</i>	183 (+08)	53.8 (-05)	13.53 (+26)	72.2 (0)	89
<i>Juniperus flaccida</i>	44 (+51)	12.9 (+33)	1.00 (-07)	5.3 (-26)	35
<i>Quercus rysophylla</i>	56 (+47)	16.5 (-49)	2.16 (+62)	11.5 (+28)	35
<i>Quercus canbyi</i>	13 (-41)	3.8 (-49)	0.15 (-78)	0.8 (-72)	17
<i>Quercus laceyi</i>	25 (+25)	74 (+10)	1.50 (+117)	8.0 (+70)	15
Suma (Quercus)	94 (+118)	27.7 (+03)	3.81 (+42)	20.3 (+12)	67
<i>Arbutus xalapensis</i>	13 (-24)	3.8 (-33)	0.25 (-11)	1.3 (-32)	20
Otras Especies	6 (+100)	1.8 (+80)	0.16 (+220)	0.9 (+200)	2
Total	340 (+14)	100	18.75 (+33)	100	

4.2 Diversidad de las especies arbóreas

Los índices de heterogeneidad de Simpson (D) y de Shannon (H'), determinados para el bosque mixto de pino-encino presentan diferentes tendencias (tabla 3). Por si solo el índice de Shannon presenta un valor bajo de diversidad de población (1.42), lo que significa que existe una notable desigualdad en abundancia de las especies presentes, como se observa en los resultados obtenidos para el bosque mixto de pino-encino, donde *Pinus pseudostrobus* presenta una abundancia relativa del 57%, mientras que por otra parte, existen especies con una representatividad de 1%. El valor del índice de diversidad de Simpson (0.36) indica la presencia de diversas especies, las cuales en su mayoría con una escasa dominancia, con excepción de *Pinus pseudostrobus*.

Para comparar los resultados entre los índices de Shannon (H') y Simpson (D), se adoptó el complemento del índice de Simpson ($1-D$) y se ajustó el índice de Shannon a una escala de 0 a 1 mediante la fórmula $H'/\ln S$, también conocida como índice de equitatividad (E). De esta manera, ambos índices reflejan diversidad (heterogeneidad) en una escala de 0 a 1, donde los valores cercanos a 1 denotan una mayor diversidad.

Al comparar E con $1-D$, se observa en la tabla 4 que el complemento del índice de Simpson muestra una mayor tendencia hacia las especies más abundantes de la muestra, con un valor de diversidad ligeramente superior que la equitatividad (0.64 y 0.59 respectivamente), sensible a la riqueza de especies, lo que significa que existen diferencias en cuanto al peso de la dominancia y la equitatividad que determinan la diversidad del bosque mixto de pino-encino.

En este rodal se localiza *P.pseudostrobus* como la especie más abundante dentro de la muestra, seguida de *Quercus rysophylla* y *Juniperus flaccida*. El

valor de dominancia de estas especies esta relacionado con el tipo de vegetación (pino-encino), donde fue colectada la muestra, ya que se trata de una zona de transición donde predomina *P. pseudostrubus* sobre el resto de las especies, pasando posteriormente a formar parte un bosque homogéneo de pino. Sin embargo el valor de equitatividad (E), resalta la presencia de 11 especies arbóreas encontradas en el bosque de pino-encino, las cuales presentan una escasa uniformidad lo que se traduce en una menor diversidad del ecosistema.

Tabla 4: índices de diversidad para el bosque multicohortal de pino-encino.

Índice	Bosque pino-encino
S	11
N	648
H'	1.42
E	0.59
D	0.36
$1-D$	0.64

Ludwig y Reynolds (1988) evaluaron diferentes índices de riqueza y de diversidad de especies, tal metodología fue utilizada para comparar la precisión de la información proveniente de la medición total de la población contra los sitios de muestreo. El índice de Margalef ($R1$) y el de Menhinick ($R2$) fueron los índices de riqueza de especies empleados, mientras que para diversidad de especies se utilizó el índice de Simpson (D) y el índice de Shannon (H').

En la tabla 5 se presentan las especies (S) y el número de individuos por especie (N) obtenidos tanto en la población como en los sitios de muestreo. En la población se registraron 11 especies arbóreas con un total de 648 individuos, siendo *P. pseudostrobus* la especie de mayor abundancia participando con 366 individuos. Por otra parte se levantaron 54 sitios de muestreo encontrando en 29 de ellos a *P. pseudostrobus* como árbol-objeto. A partir de esta información se determinaron los índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas del bosque multicohortal de pino-encino, cuyos resultados se presentan en la tabla 6.

Tabla 5: comparación de especies arbóreas del bosque multicohortal de pino-encino.

Clave	Población		Muestreo	
	Especie	N	Especie	N
1	<i>Pinus pseudostrobus</i>	366	<i>Pinus pseudostrobus</i>	29
2	<i>Juniperus flaccida</i>	64	<i>Juniperus flaccida</i>	9
3	<i>Quercus rysophylla</i>	82	<i>Quercus rysophylla</i>	2
4	<i>Quercus canbyi</i>	49	<i>Quercus canbyi</i>	4
5	<i>Quercus laceyi</i>	43	<i>Quercus laceyi</i>	1
6	<i>Arbutus xalapensis</i>	37	<i>Arbutus xalapensis</i>	7
7	<i>Quercus polymorpha</i>	2	<i>Quercus polymorpha</i>	2
8	<i>Juglans mollis</i>	2		
9	<i>Rhus virens</i>	1		
10	<i>Cercis canadensis</i>	1		
11	<i>Prunus serotina</i>	1		
	Total	648		54

Tabla 6: Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas del bosque multichortal de pino-encino.

Población		Muestreo	
Índices de riqueza de especies		Índices de riqueza de especies	
No.	11	No.	7
$R1$	1.54	$R1$	1.50
$R2$	0.43	$R2$	0.95
Índices de diversidad de especies		Índices de diversidad de especies	
D	0.36	D	0.33
H'	1.42	H'	1.41

Comparando el índice de Margalef ($R1$), determinado a partir de los sitios de muestreo, con respecto a la medición total de la población, éste presenta una precisión del 97%, lo que significa que la información proveniente del muestreo es altamente confiable para la determinación de este índice (tabla 7). Caso contrario se presenta con el índice de Menhinick ($R2$) cuyo valor obtenido del muestreo es 120% mayor que el de la medición total, lo que hace suponer que este valor sobrestima la diversidad de especies de la población.

En lo que respecta a la comparación de los índices de diversidad de Shannon (H') y Simpson (D), los valores del muestreo no presentan diferencias notorias con respecto a la población, tal es el caso del índice de Shannon que muestra una precisión del 99.3%. No obstante que el índice de Simpson presenta una menor precisión (91.6%), puede considerarse como un índice confiable al igual que el índice de Shannon para determinar la

diversidad de especies arbóreas con datos provenientes de los sitios de muestreo.

Tabla 7: Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas correspondiente a los sitios de muestreo en comparación con la población

Índice	Población	Muestreo
R1	100%	97%
R2	100%	+121%
D	100%	91.6%
H'	100%	99.3%

4.3 Diferenciación dimensional

La diferenciación de los individuos vecinos es un atributo ecológico de los ecosistemas forestales. Para evaluar esta relación se utiliza la variable diferenciación dimensional introducida por Gadow y Földner (1995).

4.3.1 Índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM})

El índice de mezcla de especies describe la estructura del ecosistema, teniendo como base las relaciones próximas entre las especies, para determinar la relación existente en el muestreo estructural, se define en que proporción de los tres individuos vecinos pertenece la especie objeto.

En la tabla 8 se muestra que en un 33% de los sitios de muestreo, de cada tres árboles vecinos uno pertenece a otra especie.

Tabla 8. Índice de mezcla de especies (\overline{DM}).

Especie	\overline{DM}				
	0.00	0.33	0.67	1.00	total
Total	20.4	27.8	18.5	33.3	100
<i>Pinus</i>					
<i>pseudostrobus</i>	27.7	37.9	17.2	17.2	100
<i>Juniperus</i>					
<i>flaccida</i>		42.8		57.2	100
<i>Quercus</i>					
<i>rysophylla</i>	11.1	11.1	44.5	33.3	100
<i>Quercus</i>					
<i>canbyi</i>	50.0			50.0	100
<i>Quercus</i>					
<i>laceyi</i>	25.0	25.0		50.0	100
<i>Arbutus</i>					
<i>xalapensis</i>			50.0	50.0	100
Otras					
Especies				100	100

0.00 = todos los individuos del muestreo pertenecen a la misma especie

0.33 = uno de los vecinos del árbol cero pertenece a otra especie

0.67 = dos de los tres vecinos pertenecen a una especie distinta

1.00 = los tres vecinos del árbol cero pertenecen a una especie distinta

De manera global se observa que en solo el 20% de la población, todos los individuos pertenecen a la misma especie, no obstante el 33% de la población crece con individuos de otras especies es decir, corresponde a un bosque irregular, donde la mayoría se desarrollan junto a individuos de otras especies. *Pinus pseudostrobus* por lo general presenta su crecimiento alrededor de individuos de la misma especie, perteneciendo sólo el 17% de los árboles-muestra de los sitios de muestreo a otra especie.

Juniperus flaccida, por lo general se ubica junto a individuos de otra especie, al igual que *Quercus rysophylla*, por otra parte el 50% de los individuos de *Quercus canbyi* se desarrolla rodeado de individuos de la misma especie.

De los resultados obtenidos del índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM}) no se logra aclarar ninguna diferenciación sobre cual especie es el árbol-muestra y cual especie resulta ser su vecino más cercano, por lo que se elaboró la siguiente gráfica, en la cual se identifica la especie del árbol muestra y la de su vecino más próximo.

En las figuras 7 (valor relativo) se observa que el 62% de *Pinus pseudostrobus* tiene como primer vecino a *Pinus pseudostrobus* y un 17% tiene como vecino próximo a *Quercus rysophylla*. Con excepción de *Q. canbyi*, todas las especies tienen como vecino próximo a *P. pseudostrobus*. El 50% de *Q. rysophylla*, *Q. canbyi* y *Q. laceyi* presentan como primer vecino a individuos de la misma especie. *Arbutus xalapensis* no tiene como vecinos próximos a individuos de su misma especie.

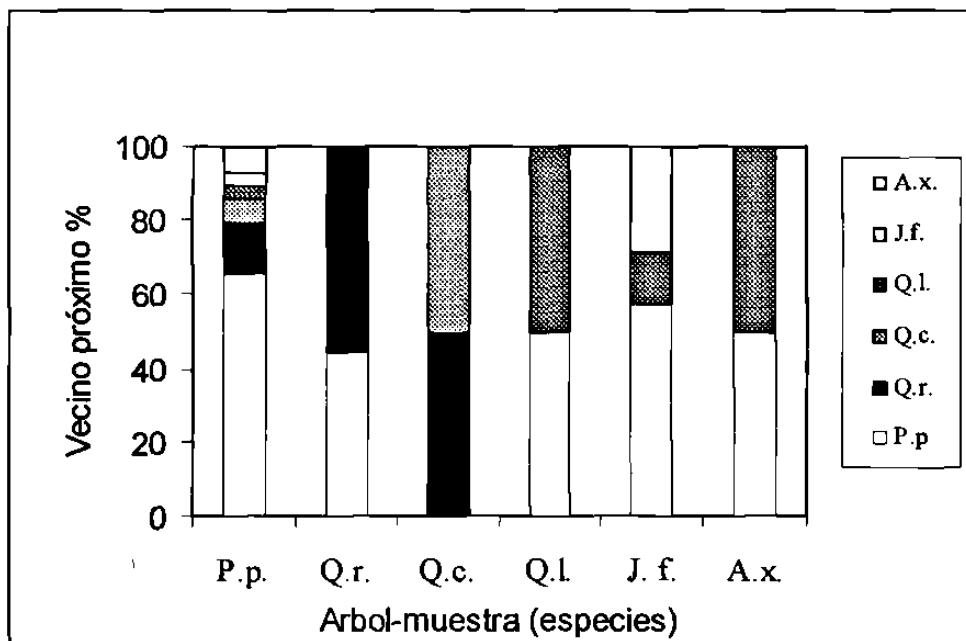


Figura 7: valor relativo de las especies, conforme al índice porcentual de mezcla de especies.

4.3.2 Índice de distribución vertical de especies

Las variables abundancia, dominancia y frecuencia ocurren cuando se efectúan análisis sobre la distribución horizontal de la población. Para describir una población multicohortal e incoetánea es necesario agregar una descripción de la distribución vertical de la estructura del ecosistema.

Lamprecht (1986) indica que el análisis de especies arbóreas se debe realizar mediante el estudio de los estratos en las copas de los mismos. En el análisis de la relación de especies arbóreas en un bosque tropical húmedo, junto a la abundancia (número de individuos), dominancia (área basal) y frecuencia, también observa la abundancia de acuerdo a tres estratos (superior, medio e inferior).

De acuerdo con Lamprecht (1986), Nagel (1994) y Pretzsch (1996) se interpretó la distribución de las especies en tres zonas de altura: el estrato I: comprende sobre 80% hasta 100% de la altura máxima del rodal; el estrato II: sobre 50% hasta 80% y el estrato III: de 0 a 50%. Posteriormente se dividió en número de individuos (valores absolutos y relativos), considerando a las especies y a los estratos. Junto a los datos de la población se muestra la información obtenida con los sitios de muestreo. En la tabla 9 se presenta la proporción de las especies de acuerdo a las diferentes zonas de altura.

Tabla 9. Descripción de la distribución vertical de especies

Especie	Población				Muestreo			
	No. Ind.	%	% Area Basal	% Zona de Altura	No. Ind.	%	% Area Basal	% Zona de Altura
Estrato I*								
1. <i>Pinus pseudostrobus</i>	27	7	4,2	100	11	10	5,1	100
Suma	27		4,2	100	11		5,1	100
Estrato II*								
1. <i>Pinus pseudostrobus</i>	192	53	29,6	85,8	65	58	30,1	80,3
2. <i>Quercus rysophylla</i>	10	12	1,5	4,5	5	16	2,3	6,2
3. <i>Q. Canbyi</i>	6	12	0,9	2,6	2	14	0,9	2,4
4. <i>Q. Laceyi</i>	10	23	1,5	4,5	6	38	2,8	7,4
5. <i>Juniperus flaccida</i>	6	9	0,9	2,6	3	11	1,4	3,7
Suma	224		34,4	100	81		37,5	100
Estrato III*								
1. <i>Pinus pseudostrobus</i>	147	40	22,7	37,0	37	33	17,1	29,8
2. <i>Quercus rysophylla</i>	72	88	11,1	18,1	26	84	12,0	21,0
3. <i>Q. Canbyi</i>	43	88	6,6	10,8	12	86	5,6	9,7
4. <i>Q. Laceyi</i>	33	77	5,2	8,3	10	63	4,6	8,1
5. <i>Juniperus flaccida</i>	58	91	8,9	14,6	25	89	11,6	20,2
6. <i>Arbutus xalapensis</i>	37	100	5,7	9,3	13	100	6,0	10,4
7. <i>Juglans mollis</i>	2	100	0,3	0,5				
8. <i>Q. polymorpha</i>	2	100	0,3	0,5	1	100	0,5	0,8
9. <i>Rhus virens</i>	1	100	0,2	0,3				
10. <i>Cercis canadensis</i>	1	100	0,2	0,3				
11. <i>Prunus serotina</i>	1	100	0,2	0,3				
Suma	397		61,4	100	124		57,4	100
Total	648		100		216		100	

* Estrato I: sobre 80 hasta 100 %: >19,2 m
 Estrato II: sobre 50 hasta 80 %: >12,0-19,2 m
 Estrato III: 0 hasta 50 %: 0-12,0 m

La distribución vertical de las especies arbóreas en esta población muestra que sólo un 4.2% de todos los individuos se ubican en el estrato I, 34.4% pertenecen al estrato II y el 61.4% se sitúa en el estrato III. La especie principal *Pinus pseudostrobus* se localiza por lo general en todos los estratos. Esta especie se encuentra en un 100% en el estrato superior, 86% en el estrato medio y un porcentaje bajo en el estrato inferior (37%). No obstante este porcentaje resulta superior dentro de cada estrato. Las distintas especies de *Quercus* junto con *Juniperus flaccida* se ubican de manera mínima en la zona II y en mayor proporcionalidad en la zona III, *Quercus rysophylla* es la especie de mayor presencia, después de *P. pseudostrobus* en el estrato III, encontrándose en un 18% seguida de *Juniperus flaccida* y *Q. canbyi* con 14.6% y 10.8% respectivamente. La mayoría de las especies arbóreas se disponen en el estrato inferior (figura 8).

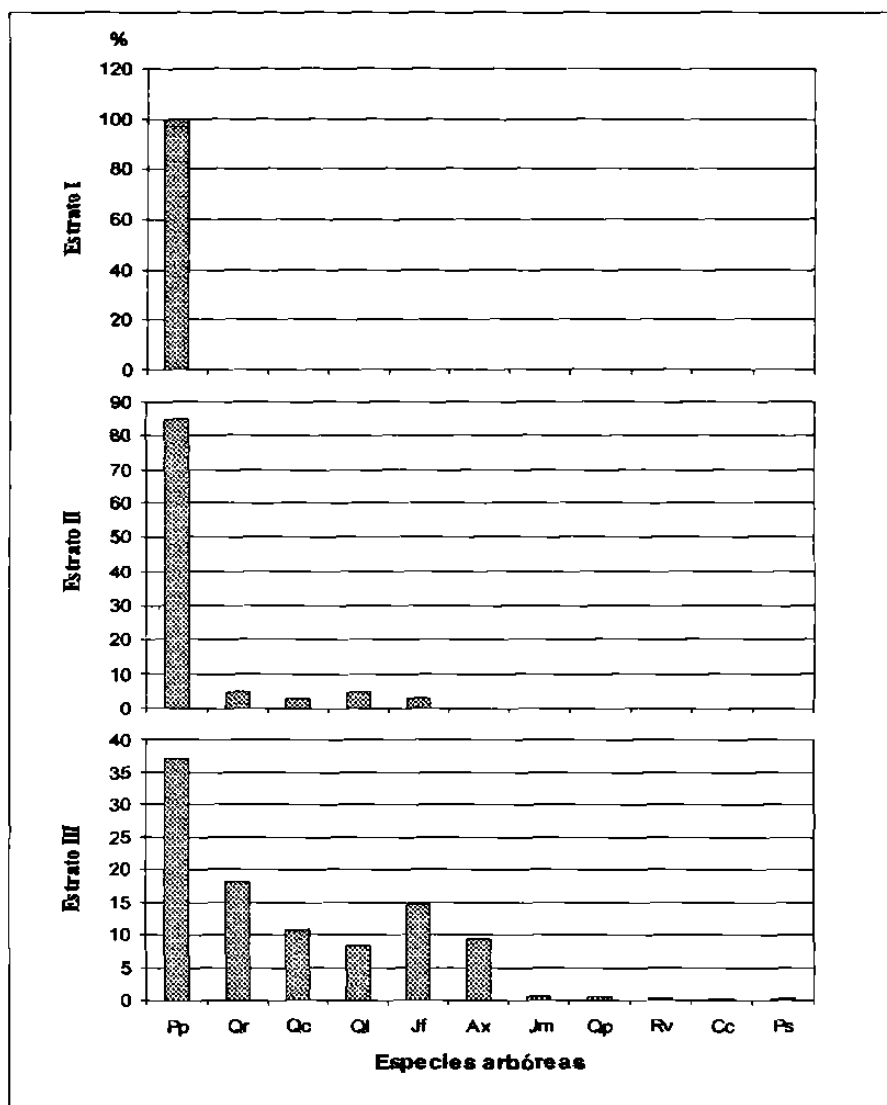


Figura 8: distribución vertical de especies de acuerdo a su proporcionalidad
Por estrato.

Realizando una comparación de la información obtenida de la población con los sitios de muestreo se observaron resultados muy similares, *Pinus pseudostrobus* se encontró en los tres estratos con porcentajes muy semejantes, tanto en la población como en los sitios de muestreo. En la

distribución vertical de los sitios de muestreo se observa que el 5.1% del total de los individuos se localiza en el estrato I en comparación con 4.2% que presenta la población. En el estrato II de los sitios de muestreo se ubica el 37.5% del total de los individuos en comparación con el 34.4% que presenta la población. Finalmente para el estrato III el muestreo presenta una ocupación del 57.4% del total de los individuos contra un 61.4% observada en la población.

En cuanto al número de especies presentes en los diferentes estratos, tanto en la población como en el muestreo, resultan ser muy similares a excepción del estrato III, donde los resultados del muestreo indican un menor número de especies presentes. Cabe destacar que dichas especies son las de menor proporcionalidad en la población, debido a la baja densidad que presentan.

Dada la gran similitud de resultados que se presentan tanto con la información de la población como con los sitios de muestreo, es factible la utilización de este índice de distribución (A) para la determinación de la estructura vertical de las especies arbóreas en ecosistemas multicohortales mixtos de pino-encino.

La caracterización de la diversidad de especies a nivel de estructura vertical se determinó mediante la aplicación del índice A de Pretzsch, cuya fórmula es:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \cdot \ln(p_{ij})$$

El valor máximo A_{max} se obtiene de la función:

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

La determinación de estos valores se realizó en base a la información de la población y los sitios de muestreo, con los siguientes resultados:

Población $A = 2.07$; $A_{max} = 3.50$

Muestreo $A = 2.11$; $A_{max} = 3.04$

Los valores obtenidos muestran una gran similitud, en comparación con la población. El valor del índice A se encuentra cercano al valor de A_{max} por lo que se concluye que se trata de un rodal que se conforma de diferentes especies y que alguna de ellas se localiza dentro de todos los estratos.

La relación propuesta por Pretzsch para los bosques en Alemania, la cual se divide en tres zonas de altura corresponde al esquema europeo, donde los árboles dominantes se ubican en la zona I, los codominantes en la zona II y los dominados en la zona III (Pretzsch 1996, p. 214, fig. 2). Esta relación para Europa, no corresponde para Latinoamérica, donde Lamprecht divide a los bosques tropicales en estrato superior, medio e inferior, quizá se requiera de una nueva división de acuerdo a los bosques multicohortales e incoetáneos, donde existe una gran radiación lumínica y los árboles crecen en su mayoría sin competencia por nutrimentos. Sería razonable que la división se efectuara en función de la copa de los árboles, así como del porcentaje de las mismas.

4.3.3 Índice de diferenciación diamétrica (TD)

Los índices de diferenciación dimensional proporcionan información confiable sobre la estructura horizontal del ecosistema. Mediante la clasificación del rango de valores de TD entre 0-1 y la representación de la distribución porcentual de los valores de TD de los sitios de muestreo en rangos, se logra información detallada sobre la estructura propia del ecosistema.

La clasificación de valores de TD de Földner (1995) en 10 clases de diferenciación dimensional, se modificó en cinco grupos. Tales grupos corresponden a los definidos por Aguirre *et al.*, 1998: baja: 0.0-0.2; moderada: 0.2-0.4; media : 0.4-0.6; fuerte: 0.6-0.8; muy fuerte: 0.8-1.0.

En la tabla 10 se muestra la distribución de los valores del índice de diferenciación diamétrica (\overline{TD}), fraccionado en 5 grupos de diferenciación para la población y las especies en cuestión. De lo anterior, se observa de manera general que el 41% de los árboles-muestra se ubican en el rango de diferenciación baja y 30% en la moderada es decir, el 70% de la población presenta una baja diferenciación diamétrica.

En un ecosistema mixto esta respuesta general resulta insuficiente, debido a que ciertas especies son poco diferenciables. Del número de individuos, las especies de mayor representatividad en la población son *P. pseudostrobus* y *Q. rysophylla*, ubicándose en la categoría de baja diferenciación diamétrica.

Tabla 10: Diferenciación diamétrica (\overline{TD})

Especie	\overline{TD} (%)					total
	0.0 - 0.2 baja	0.2 - 0.4 moderada	0.4 - 0.6 media	0.6 - 0.8 fuerte	0.8 - 1.0 muy fuerte	
Total	40.7	29.6	18.6	11.1		100
<i>Pinus</i>						
<i>pseudostrobus</i>	48.3	24.1	10.4	17.2		100
<i>Juniperus</i>						
<i>flaccida</i>		42.9	57.1			100
<i>Quercus</i>						
<i>rysophylla</i>	55.6	11.1	22.2	11.1		100
<i>Quercus</i>						
<i>canbyi</i>		50.0	50.0			100
<i>Quercus</i>						
<i>laceyi</i>	25.0	75.0				100
<i>Arbutus</i>						
<i>xalapensis</i>	50.0		50.0			100
Otras						
Especies	100.0					100

En la figura 9 se presenta la distribución de los valores de diferenciación diamétrica en cinco grupos de manera global para el ecosistema de pino-encino. En este rodal están representados los grupos de diferenciación baja, moderada, media y fuerte, observándose que los sitios de muestreo se ubican predominantemente en los grupos de diferenciación baja (40%) y moderada (30%), ocurriendo una frecuencia decreciente de los sitios conforme incrementa la diferenciación diamétrica entre los árboles cero y su vecino próximo. El grupo de muy fuerte diferenciación no se presenta para esta población.

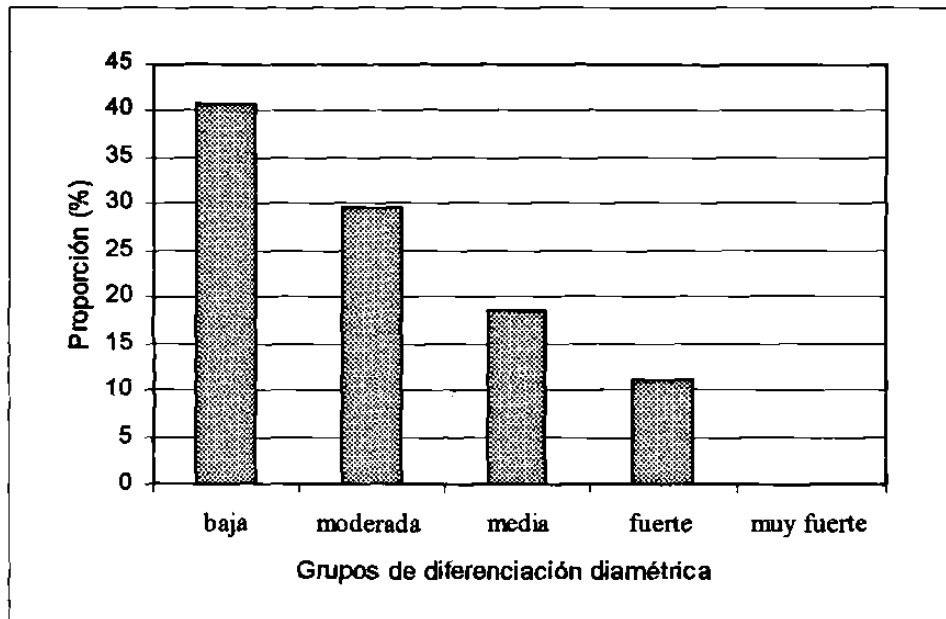


Figura 9: valores de diferenciación diamétrica

4.3.3 Índice de diferenciación en altura (*TH*)

Utilizando los datos del árbol-cero y su vecino más próximo, se determinaron los valores de diferenciación en altura, lo cual permite obtener una medida cuantitativa de la estructura de los ecosistemas forestales más objetiva. Los valores de diferenciación en altura y la distribución porcentual de los mismos en cinco grupos respectivos proporciona datos sobre la estructura vertical del ecosistema.

La diferenciación en altura (tabla 11 y figura 10) corresponde en forma similar a la diferenciación en diámetro, la primera categoría (0.0 – 0.2) es notablemente baja, el 70% de los sitios de muestreo presentan diferenciación escasa, lo que significa que la diferencia en altura entre la mayoría de los árboles vecinos en este rodal es de 40%, es decir se trata de una área con

tendencia a la homogeneidad con respecto a esta variable. Los grupos de media y alta diferenciación presentan una menor proporción (18.5 y 9.3% respectivamente). Al igual que en la diferenciación diamétrica el grupo de mayor diferenciación no se presenta en este caso.

Tabla 11: Diferenciación en altura (\overline{TH})

Especie	\overline{TH} (%)					total
	0.0 - 0.2 baja	0.2 - 0.4 moderada	0.4 - 0.6 media	0.6 - 0.8 fuerte	0.8 - 1.0 muy fuerte	
Total	38.9	33.3	18.5	9.3		100
<i>Pinus</i>						
<i>pseudostrobus</i>	58.6	27.6	3.5	10.3		100
<i>Juniperus</i>						
<i>flaccida</i>	14.2	42.9	42.9			100
<i>Quercus</i>						
<i>rysophylla</i>	22.2	33.4	22.2	22.2		100
<i>Quercus</i>						
<i>canbyi</i>	50.0		50.0			100
<i>Quercus</i>						
<i>laceyi</i>		75.0	25.0			100
<i>Arbutus</i>						
<i>xalapensis</i>		50.0	50.0			100
Otras						
Especies			100.0			100

Con determinadas especies esta diferenciación es muy notoria. Por ejemplo corresponde para ciertas especies como *P. pseudostrobus* y *Quercus canbyi*, que más del 50% de los sitios de muestreo presentan una diferenciación en altura baja.

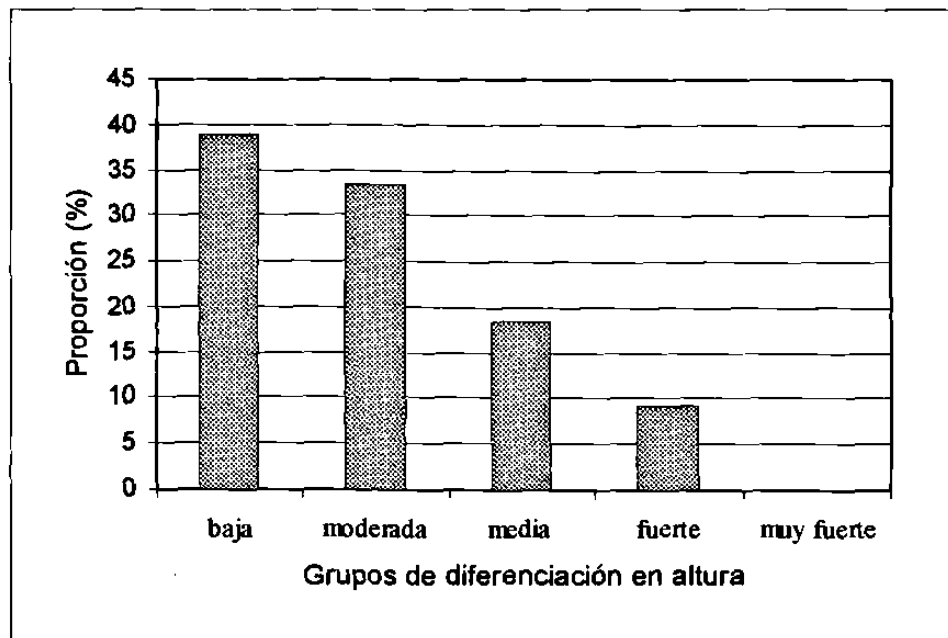


Figura 10: valores de diferenciación en altura.

5. CONCLUSIONES

La investigación en este ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus*, con un total de 11 especies arbóreas muestra la gran necesidad de realizar estudios sobre la descripción de los ecosistemas, haciendo énfasis en análisis de las estructuras verticales y horizontales de la vegetación.

El análisis de estructuras arbóreas del bosque de pino-encino requirió de una combinación de la evaluación global y mediciones a través de sitios de muestreo. La medición total integra la numeración y posición de los individuos arbóreos, además de evaluar las variables dasométricas. Los sitios de muestreo, distribuidos mediante una red de puntos, se utilizan para la determinación de los diferentes parámetros estructurales.

Pinus pseudostrobus es la especie con mayor presencia en el ecosistema pino-encino, representa el 57% del total de los individuos de la población y el 72% del área basal total. *Quercus rysophylla* y *Juniperus flaccida* son las especies de mayor importancia después de *P. pseudostrobus*, dado que representan el 12.8 y 9.7% del total de la población y el 9 y 7.2% del área basal total, respectivamente.

La abundancia, dominancia y frecuencia de las especies facilita el análisis de la relación existente entre las especies de una población. Al utilizar estos parámetros a partir de los sitios de muestreo en comparación con la medición total de la población se presentan variaciones sustanciales de estos valores dentro del ecosistema (+14% N/ha y +33% G/ha), por lo que se recomienda

agrupar a las especies y utilizar valores relativos. En este caso, el género *Quercus* muestra una menor variación de +03% N/ha y +12% G/ha. En cuanto a la frecuencia de las especies *Pinus pseudostrobus* resulta ser la de mayor importancia, ya que ocurre en el 89% de los sitios de muestreo.

El índice de riqueza de especies de Margalef y los índices de diversidad de Shannon y de Simpson determinados a partir de los sitios de muestreo no presentan diferencias notorias con respecto a la medición total de la población, por lo que se pueden considerar como índices confiables para determinar la riqueza de especies arbóreas con datos provenientes de los sitios de muestreo.

Los índices de diversidad de Shannon y de Simpson describen satisfactoriamente la diversidad de especies arbóreas del bosque mixto de pino-encino, por una parte el índice de Shannon, sensible a la riqueza de especies denota la desigualdad en la abundancia de las mismas. Y por otra, el índice de Simpson señala la escasa dominancia de las especies a excepción de *Pinus pseudostrobus*.

El índice porcentual de mezcla de especies constituye una importante herramienta cuantitativa para determinar la estructura horizontal del ecosistema pino-encino, teniendo como base las relaciones próximas entre las especies. Sin embargo con este índice no se logra diferenciar sobre cual especie es el árbol-muestra y cual especie resulta ser su vecino más cercano, por lo que es necesario elaborar un gráfico, en el cual se identifique la especie del árbol-muestra y la de su vecino más próximo. De acuerdo al índice de mezcla de especies este ecosistema presenta un tipo de bosque irregular, dado que más del 50% de la población crecen junto a individuos de

otras especies. Sólo en el caso de *Pinus pseudostrobus* que por lo general se desarrolla junto a individuos de la misma especie.

La diferenciación dimensional tanto en diámetro como en altura de los árboles-muestra (árbol-cero) y sus vecinos más próximos, permite un análisis más completo de la estructura horizontal del ecosistema, así como de la distribución de los sitios de muestreo y grupos de diferenciación. Por otra parte es importante tratar así mismo las especies por separado para la determinación de la diferenciación dimensional en ecosistemas mixtos. Para el bosque mixto de pino-encino, el 70% de la población presenta una baja diferenciación diamétrica lo que significa que ciertas especies son poco diferenciables.

El índice de distribución vertical de especies, permite describir la distribución vertical de la estructura del bosque de pino-encino, observando la abundancia, dominancia y frecuencia de acuerdo a tres estratos (superior, medio e inferior).

La distribución vertical de las especies arbóreas, obtenida tanto de la población como de los sitios de muestreo, presenta resultados muy similares, tal es el caso de *Pinus pseudostrobus*, el cual se localizó en los tres estratos con porcentajes muy semejantes, tanto en la población como en los sitios de muestreo. Dada la gran similitud de resultados es factible la utilización de los sitios de muestreo para la determinación de la distribución vertical de las especies arbóreas de ecosistemas multicohortales mixtos de pino-encino.

En los valores promedio de los parámetros estructurales se reconoce que la población es inhomogénea, correspondiendo a la multiplicidad de especies, las cuales tienen un alto significado dentro del ecosistema. Tales resultados muestran de manera singular el desarrollo del un ecosistema multicohortal,

así como sus formas de agrupación de las especies, de acuerdo a su afinidad a las condiciones climáticas, del suelo, de agregación, etc.

Mediante la aplicación de las variables; diversidad de especies, porcentualidad de mezcla de especies y diferenciación dimensional se logra caracterizar en forma cuantitativa la estructuras horizontal y vertical de especies arbóreas en ecosistemas de tipo multicohortal.

Este tipo de estudio será el fundamento en los futuros planes de manejo de recursos naturales, donde la premisa sea la sustentabilidad de los ecosistemas multicohortales, la cual permite la preservación de la diversidad de especies en nuestro mundo.

6. BIBLIOGRAFIA

- Aguirre, O.; Jiménez, J; Vargas, B. 1997: Análisis estructural del estrato arbóreo de ecosistemas forestales multicohortales. III Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales. Resúmenes de Ponencias. 36 pp.
- Aguirre, O.; Kramer, H.; Jiménez, J. 1998: Análisis de la estructura de ecosistemas forestales. Un caso de estudio en Durango. México. Memoria del Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile, 11p.
- Aguirre, O.1999: Indices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. Revista Ciencia Forestal (en prensa).
- Alanís, G.; Cano, G.; Rovalo, M: 1996. Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánica-ecológica. Ed. Imp. Monterrey. Monterrey, N. L., México. 251pp.
- Albert, M.; Gadow, K.; Kramer, H. 1995: Zur Stukturuntersuchungen in einem Kiefern- Durchforstungsversuch Nordmexikos. Allegemeine Forst und Jagd Zeitung (en prensa).
- Blaser, J. 1987: Standörtliche und waldkundliche Analyse eines Eichen-Wolkenwaldes (*Quercus* spp) der Montanstufe in Costa Rica. Göttinger Beitr. z. Land-und Forstwirtschaft i.d. Tropen u. Subtropen, H.26, 235 pp.
- Brower, E.; Zar, H. ; Von Ende, N. 1990: General Ecology: Field and laboratory methods. Wm. C. Brown Publisher. Third Edition.

- Clark, J.; Evans, C. 1954: Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35: 445-453.
- Daniel, O. 1998: Subsidio al uso del índice de diversidad de Shannon. Trabajo presentado en el Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia-Chile.
- De Camino, R. 1976: Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. *Allgemeine forst-und Jagdzeitung* 147 (2/3): 54-58.
- Derleth, L.; Mcauley, D.; Dwyer, J. 1986: Avian community response to small-scale hábitat disturbance in Maine. *Canadian Journal of Botany*, Ottawa, v. 67, No.2, 385-390.
- Ellenberg, H. 1973. *Okosystemforschung*. Berlin, Heidelberg, New York, Springer, 280 .
- Elliott, J.; Hewitt, D.1997: Forest species diversity in upper elevation hardwood forest in the southern Appalachian Mountains. *CASTANEA* Vol.62 (1): 32-42.
- Elliott, J.; Boring, R. Swank, T. 1998: Changes in Vegetation structure and diversity after grass-to-forest succession in Southern Appalachian Watersshed. *The American Midland Naturalist*. 140:219-232.
- Everett, R.; Oliver, C.; Saveland, J. 1994: Adaptive ecosystem management. In: *Ecosystem management: principles and applicaions*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-318. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Region: 340-354 pp.
- Füldner, K.; Gadow, K. 1994: How to define a thinning in a mixed deciduo beech forest. In: *Mixed Stands. Proceeding from the symposium of the IUFRO Working Groups S4.01-03 and S4.01-04*. Lousa & Coimbra, Portugal, 31-42.
- Füldner, K. 1995: *Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern*. Dissertation, Forstliche Fakultät, Gottingen. Cuvillier Verlag, Gottingen.

- Gadow, K.; Fuldner, K. 1992: Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung. Tagungsbericht der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung, Klieken bei Dessau.
- Gadow, K.; Fuldner, K. 1995: Zur Beschreibung forstlicher Eingriffe. ForstwCbl. 114, 151-159 pp.
- Gadow, K. ; Hui, G. 1998: Modeling Forest Development. Faculty of Sciences and Woodland Ecology, Göttingen, Germany.
- Gadow, K. 1999. Waldstruktur und Diversität. Aus dem Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Georg-August Universität Göttingen. Allg. Forst-u.J.-Ztg., 170. Jg., 7. 117-122 p.
- Gaines, L.; Harrod, J.; Eehmkuhl, F: 1999 Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443. Portland, OR: USDA, FS , Pacific Northwest Research Station. 27 p.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. UNAM.
- González, M. 1996. Análisis de la vegetación secundaria de Linares, N. L., México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, N. L., México.
- Hijweege, W.; Gommert, M. 1986: Un plan de futuras actividades para el Bosque Escuela la U.A.N.L, en consideración a la situación actual en Iturbide, N.L. Reporte, Facultad de Ciencias forestales, Linares N.L.
- Hurlbert, S. H. 1971: The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52(4): 577-586.
- Hutcheson, K. 1970: A test for comparing diversities based on the Shannon formula. Journal of Theoretical Biology. London. Vol. 29, (1). 151-154.
- Jiménez, J.; Kramer, H. 1991: Breve análisis sobre la situación actual de los recursos forestales en México. Reporte Científico No. Esp. 7. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N.L., 21 S.
- Jiménez, J.; Kramer, H. 1992: Dinámica del crecimiento de especie arbóreas en un rodal mixto-incoetáneo mediante la metodología de análisis

- troncal. Reporte científico No. 31. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L., 36 S.
- Jiménez, J.; Aguirre, O.; Kramer, H. 1988: *Beslandes strukturanalyse in ungleichaltrigen Kiefern-Wacholder-Eichen-Mischwald Nordostenmexikos*. Forstarchiv 69 (6). 227-234.
- Jiménez, J.; Torres, L.; Baca, J. 1999: Descripción estructural de un ecosistema de Pinus-Quercus en la Sierra Madre Oriental. IV Congreso Mexicano Sobre Recursos Forestales. Durango, Dgo. México.
- Kollmann, J.; Schneider, B. 1999. Landscape structure and diversity of fleshy-fruited species at forest edges. *Plant Ecology*. 144: 37-48.
- Kramer, H.; Jiménez, J.; Aguirre, O. 1999: Forstarchiv
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los Trópicos: Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Ed. Gtz Alemania.
- Lauer, W. 1968: Problemas de la división fitogeográfica en America Central. In: *Geoecología de las regiones Montañosas de las Americas Tropicales*, F. Duemmer Veriag, Bonn, pp. 139-156.
- Lewandowski, A. y Gadow, K. 1997: Ein heuristischer Ansatz zur Reproduktion von Waldbeständen. *AFJZ* (in press).
- Lozano, G. y Torres, H. 1974: Aspectos generales sobre la distribución, sistematica, fitosociología y clasificación ecológica de los bosques de roble (*Quercus* sp.) en Colombia. *Ecología tropical* (Bogotá) 1 (2), 45-79 pp.
- Ludwig, J.; Reynolds, J. 1988: *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. John Wiles. New York 337.
- Lwanga, S.; Balmford, A.; Badaza, R. 1998: Assessing fern diversity: relative species richness and its environmental correlates in Uganda. *Biodiversity and Conservation* 7, 1387-1398.

- Magurran, A. 1988: Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. new Jersey. 179 p.
- Margalef, R. 1972: Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts Sci.*, 44. 211-35 pp.
- Muller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974: Aims and methods of vegetati3n ecology, John Wiley, New York.
- Muller, C. H. 1939: Relation of the vegetation and climatic types in Nuevo Le3n, Mexico. *Amer. Midl. Nat.* 21, 687-729 pp.
- Müller-Using, B. 1994: Contribuci3n al conocimiento de los bosques de encino y encino-pino en el Noreste de M3xico. Reporte cientifico No. especial 14. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, N.L., M3xico. 194 p.
- Nagel, J. 1994: Structural Analyses of the Forest Reserve Saubrink on tje Basis of a Permanent Sample Plot Data. Symposium of the IUFRO Working Groups S4.01-03 and S4.01-04. Lousa & Coimbra, Portugal, 81-96 pp.
- Noss, F. 1990: Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*. 4 (4): 355-364 pp.
- Noss, F.; Coperrider, Y. 1994: Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Washington, DC: Island Press. 416 p.
- Peet, K. 1974: The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. System.*, 5. 285-307 pp.
- Perry, P. 1991: The pines of M3xico and Central American. Timber Press Inc. Portalnd, Oregon. 225 p.
- Perry, C.; Mcintosh, S. 1991; Geographical Patterns of variation in the USDA soybean germoplasma collection: I – Morphological traits. *Crop Science*, Madison, v.31, n.5, p. 1350-1355.
- Pielou, C. 1961: Segregation and symmetry in two-species populations as studied by nearest Neighbour. *Journal of Ecology* 49: 255-269 pp.

- Pielou, C. 1969: *An Introduction to mathematical ecology*. John Wiley, New York.
- Pielou, C. 1975: *Ecological diversity*. John Wiley, New York.
- Pielou, C. 1977: *Mathematical Ecology*. John Wiley, New York. 386 pp.
- Pinto, E. 1990. *Biometrical Investigation of Mixed Stands structure in portugal*. Annual Meeting at Verden a.d. Aller.
- Pommerening, A.; Gadow, V.; Lewandowski, A. 1997. *A new approach to describing forest structures*. For. Ecol. And Management.
- Pretzsch, H. 1996: *Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels*. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Jahrestagung 1996, Nehresheim, 134-154.
- Qinghong, L. 1995. *A model for species diversity monitoring at community level and its applications*. Environmental Monitoring and Assessment, Dordrecht, 34, (3) 271-287pp.
- Rsedowski, J.; Vela, L.; Madrigal, X. 1973: *Algunas consideraciones acerca de la dinámica de los bosques de coníferas en México*. Coll. sobre ecología contemporanea, Mexico. pp. 15-35.
- Shannon, C. E. 1948. *The mathematical theory of communication*. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed.): *The mathematical theory of communication urbana*, Univ. Of Illinois Press. Pp:3-91.
- Simpson, E. H. 1949: *Measurement of diversity*. Nature, (163). 688.
- Synnott, J.; Marroquín, J. 1987: *Ecología forestal del terreno de Santa Rosa, Iturbide, Nuevo León. Con una lista anotada de los árboles y arbustos*. Reporte Científico No. 6. Facultad de silvicultura y manejo de recursos renovables . Linares N. L. Méx.
- Thompson, J.; Shay, M. 1989: *First-year response of a Phragmites marsh community to seasonal burning*. Canadian Journal of Botany, Ottawa, 67, (5), p.1448-1455.
- Thiollay, M. 1992: *Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest*. Conservation Biology. 6(1):47-63.

- Watson, K.; Lambdin, L.; Dangdon, K. 1994: Diversity of scale insects (Homoptera: Coccoidea) in the Great Smoky Mountains National Park. *Annals Entomological Society of America*, Lamham, 87, (2), p. 225-230.
- Webb, E.; Fa'aumu, S. 1999: Diversity and structure of tropical rain forest of Tutuila, American Samoa: effects of site age and substrate. *Plant Ecology* 144: 257-274.
- Wilson, E. ; Cole, R.; Nichols, D. 1996: Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Washington, D.C. Smithsonian Inst. Press. 409 p.
- Woerner, M. 1990: Los suelos del bosque escuela de la U A N L. En la Sierra Madre Oriental, Iturbide, N. L. Reporte Científico No. 20, Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L. Méx.
- Wolf, C.; Carreón, U.; González, J. 1986: Diagnóstico de la utilización de productos forestales en el noreste de México: Fundamentos ecológicos, usos actuales y potenciales de los bosques y matorrales del noreste de México. *Schr. D. Forstl. Fak. D. Univ. Gottingen u.d. Nds. Forstl. Versuchsanstalt*, Bd. 84, pp. 117-127.

