

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



ECOLOGÍA Y ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE LOS BOSQUES
MIXTOS DE LA SIERRA DE SAN CARLOS, TAMAULIPAS.

TESIS DE MAESTRÍA

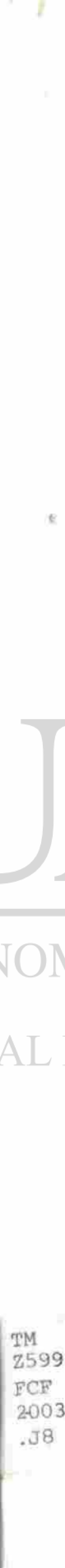
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

COMO REQUISITO PARCIAL
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS
PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA
ING. MARTÍN JUÁREZ SÁNCHEZ

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

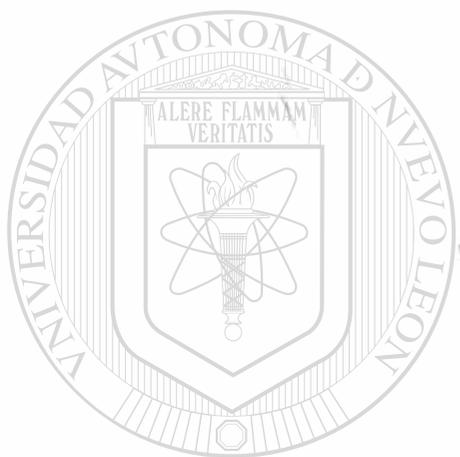
DICIEMBRE, 2003.



TM
2599
FCF
2003
.38



1020149229



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

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



ECOLOGÍA Y ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE LOS BOSQUES MIXTOS DE LA
SIERRA DE SAN CARLOS, TAMAULIPAS.

TESIS DE MAESTRIA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

POR
ING. MARTÍN JUÁREZ SÁNCHEZ

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

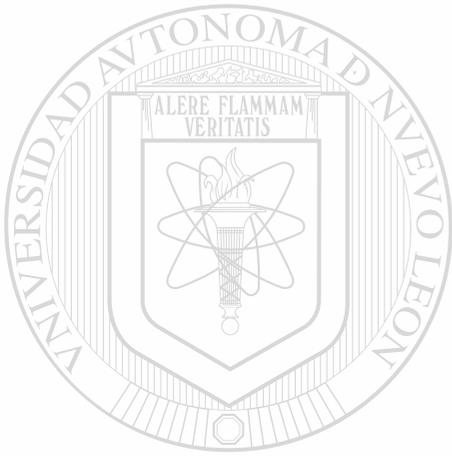
DICIEMBRE 2003

TM

2

o

.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

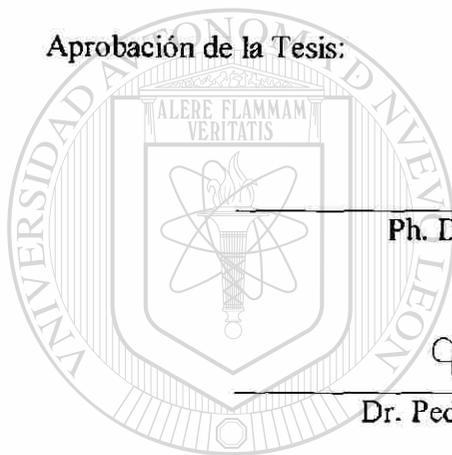
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



FONDO
TESIS

ECOLOGÍA Y ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE LOS BOSQUES MIXTOS DE LA
SIERRA DE SAN CARLOS, TAMAULIPAS.

Aprobación de la Tesis:



Ph. D. José de Jesús Návar Cháidez
Presidente

Dr. Pedro Antonio Domínguez Calleros
Secretario

Dr. Eduardo Estrada Castellón
Vocal

Dr. Wilver Enrique Salinas Castillo
Asesor Externo

Dr. Humberto González Rodríguez
Subdirector de Postgrado de la Facultad de Ciencias
Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

AGREDECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme el apoyo económico (beca) para poder realizar mis estudios de postgrado.

A la Unidad Académica Multidisciplinaria Agronomía y Ciencias y su Director Ing. Mario A. Lara Hernández por las facilidades y apoyo que me brindaron para llevar a cabo la maestría.

A cada uno de los doctores que participaron en los cursos, atinadamente proporcionados para incrementar nuestros conocimientos.

Al Dr. José de Jesús Návar Cháidez por brindarme un espacio de su tiempo en la dirección de mi tesis, por sus consejos, orientaciones y enseñanza.

Al Dr. Pedro A. Dominguez C. que me oriento en los inicios de la maestría

Al Dr. Wilver Enrique Salinas por sus atinados consejos y orientación

A mis compañeros a cada uno de ellos por los buenos momentos de convivio y de retroalimentación (Pedro t ; J.J.; Edwards; Jonas; Marco; Alfonso, Pancho; Charles; Mary Cruz; Bene.

A cada una de las personas que atienden la biblioteca y que atinadamente nos orientaron en la búsqueda de bibliografía específica (Ing. Oscar Ramírez, Juani).

A cada una de las personas que de una u otra forma participaron en mi formación.

A los directores Dr Alfonso Martinez, Dr Ricardo Lopez Aguillon Por sus atenciones que nos han brindado.

Muchísimas Gracias y que Dios los Bendiga.

DEDICATORIAS

PRINCIPALMENTE A DIOS

Por darme salud y vida para seguir luchando en este mundo.

A MI MADRE (Carmela Sánchez Niño) Y HERMANA (Perla)

A mi madre por los cuidados (niñez), consejos (adolescencia), apoyo

económico cuando lo necesite, morales que me ha proporcionado para salir

adelante en cada una de las actividades que he realizado. A mi hermana por

su compañía y alegría.

A MIS ABUELOS Y FAMILIA.

Principalmente a mis abuelitos quienes me cuidaron durante un buen tiempo de mi

niñez M^a Elidia (t) con todo cariño en donde te encuentras (con Dios), Demetrio,

mis tíos Francisco, Maximino, Paula, Amalia y Bernardina, quienes me

apoyaron con sus consejos.

A MI ESPOSA E HIJO

Por el apoyo que me brinda para poder realizar estos estudios de maestría, a mi hijo

que con su llegada me dio más fuerza para salir adelante y finalizar este grado.

RESUMEN

Ing. Martín Juárez Sánchez

Diciembre, 2003

Universidad Autónoma de Nuevo León

Facultad de Ciencias Forestales

Ecología y Análisis Estructural de los Bosques
Mixtos de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas.

Número de Páginas: 132

Candidato para el grado de
Maestría en Ciencias Forestales.

Área de Estudio: Ingeniería Forestal.

Propósito y Método del Estudio: El entendimiento de las relaciones ecológicas entre los encinares y los pinares constituyen un problema complejo. De hecho, se trata evidentemente de dos tipos de vegetación de requerimientos ecológicos paralelos y que por consiguiente a menudo se encuentran compartiendo nichos ecológicos similares, teóricamente en competencia. La ecología forestal se ha convertido en un tema de estudio importante para la sociedad científica en los últimos años dada su importancia en la conservación de la diversidad biológica. Los objetivos de este estudio fueron desarrollar información sobre la ecología, estructura y el muestreo de bosques mixtos a través de varias relaciones ecológicas, índices estructurales y de mezcla de los individuos que cohabitan los bosques de la Sierra San Carlos, Tamaulipas, México. Se describen índices de diversidad-abundancia, modelos de abundancia y modelos de crecimiento de los géneros que comparten el hábitat en estos bosques. Para este caso se seleccionó un área con características representativas de este tipo de vegetación que corresponde a un sistema de clasificación de encino-pino, Qp, donde se delimitó una parcela, con una superficie de 22,500 m² (150 x 150 m por lado), a su vez se delimitaron 25 subparcelas de 900 m² (30 x 30 m por lado), y en estas fueron ubicadas un tercer nivel de parcelas (36) de 25 m² (5 x 5 m). Esta delimitación de parcelas en tres niveles y la enumeración de cada uno de los árboles que se encuentran dentro, nos permitió censar la población, obteniendo un control adecuado de la ubicación espacial y sus características. Con esta información se pudieron calcular los índices estructurales, dimensionales, diversidad y abundancia y probar los diferentes esquemas de muestreo.

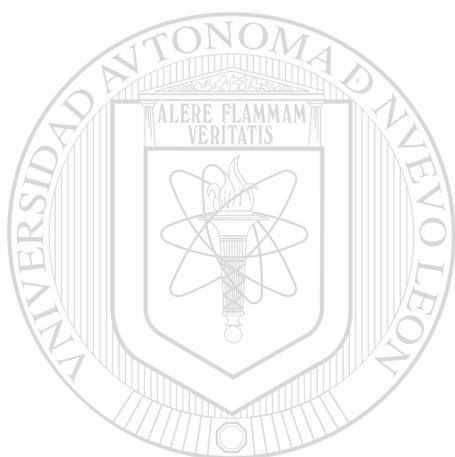
Contribuciones y Recomendaciones: Los índices estructurales mostraron diferencias significativas cuando los vecinos son de la misma o de diferente especie. Se observó que las diferencias diamétricas y en altura fueron notorias cuando los vecinos son de especie diferente. Los diferentes esquemas de muestreo probados para variables dasométricas y de diversidad mostraron que se requieren sitios de 1200 m² para incluir la mayor parte de la variación espacial. El modelo de incremento en diámetro mostró también diferencias significativas cuando los pinos se encontraban con vecinos de la misma especie en contraste cuando los vecinos fueron de diferente especie. De este modelo se extrajeron conclusiones relevantes en cuanto a la falta de competencia entre pinos y encinos y la presencia de una fuerte interacción entre individuos de la misma especie. Estas observaciones deben de considerarse para el desarrollo de nuevas metodologías de Manejo de los bosques mixtos de encino-pino de México.

Ph. D. José de Jesús Navár Cháidez
Asesor Principal

TABLA DE CONTENIDO

Capítulo		Página
1	INTRODUCCIÓN.....	1
2	OBJETIVOS.....	4
	2.1. General.....	4
	2.2. Particulares.....	4
	2.3. Hipótesis.....	5
3	ANTECEDENTES.....	6
	3.1. Descripción de los bosques mixtos.....	6
	3.1.1. Importancia.....	7
	3.2. Ecología general de bosques de coníferas.....	9
	3.2.1. Aislamiento.....	9
	3.2.2. Competencia.....	10
	3.2.3. Relaciones intraespecíficas.....	10
	3.2.3.1. Efectos perjudiciales.....	11
	3.2.3.2. Efectos favorables.....	11
	3.2.4. Relaciones interespecíficas.....	12
	3.2.5. Trabajos realizados sobre ecología forestal.....	13
	3.2.5.1. Caso de competencia.....	13
	3.3. Abundancia y dominancia.....	14
	3.3.1. Abundancia.....	14
	3.3.2. Dominancia.....	15
	3.3.2.1. Dominancia relativa.....	15
	3.3.3. Densidad.....	15
	3.3.3.1. Densidad relativa.....	15
	3.4. Estructura.....	16
	3.4.1. Distribución espacial.....	17
	3.4.1.1. Índices de distribución espacial.....	18
	3.4.1.1.1. Índices Basados en la Discretización del Espacio...	20

3.4.1.1.2.	Índices Basados en el Cálculo de Distancias.	21
3.4.1.1.3.	Índice Basado en la Mapificación de los Árboles.	26
3.5.1.1.4.	Índice de Mezcla de Especies (DM).	26
3.4.2.	Estructura Dimensional.	27
3.4.2.1.	Índice de Diferenciación de Diámetros (TD)	27
3.4.2.2.	Índice de Diferenciación de Alturas. ...	29
3.4.2.3.	Coefficiente de Homogeneidad.	30
3.4.3.	Índices de Diversidad.	31
3.4.3.1.	Metodologías para Medir la Diversidad	33
3.4.3.1.1.	Índices de Riqueza de Especies	34
3.4.3.1.2.	Modelos de Abundancia de las Especies.	35
3.4.3.1.2.1.	Serie Geométrica	35
3.4.3.1.2.2.	Serie logarítmica (Fisher et al, 1943).....	36
3.4.3.1.2.3.	Barra Rota (McArthur 1957)	37
3.4.3.1.2.4.	Modelo Log normal (Preston 1948)	38
3.4.3.1.3.	Índice de Diversidad de Shannon & Weiner (1994) ...	39
3.4.3.1.4.	Índice de dominancia de Simpson (1949)	40
3.4.3.2.	Trabajos de Investigaciones Sobre Diversidad.	40
3.6.	Muestreo.	41
3.6.1.	Procedimientos de Muestreo.	42
3.6.1.1.	Sitios de Dimensiones Fijas.	43
3.6.1.2.	Sitios de Dimensiones Variables.	43
3.6.1.3.	Formas de la Unidad de Muestra.	44
3.6.1.4.	Tamaños de las Unidades de Muestra	45
3.7.	Crecimiento.	48
3.7.1.	Modelos mas Utilizados en la Predicción de Incrementos	49
	Hossfel IV	49
	Gompertz	49
	Logístico	49
	Monomolecular	50
	Bertalaffy	50



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Chapman- Richards.....	50
Levakovic I.....	50
Levakovic III.....	50
Korf.....	50
Weibull.....	50
Yoshida I.....	50
Sloboda.....	50
3.7.2. Modelos de Predicción del Crecimiento por Unidad de Tiempo.....	51
3.7.3. Modelos al nivel del rodal.....	51
3.7.4. Modelos al nivel de árboles individuales.....	53
Hegyí.....	55
Martín-Ek.....	55
Bella.....	55
Alemdag.....	55
4 MATERIALES Y METODOS.....	59
4.1. Descripción del área de estudio.....	59
4.1.1. Localización.....	59
4.1.2. Fisiografía.....	60
4.1.3. Geología y suelos.....	61
4.1.4. Tipo de clima.....	61
4.1.5. Obtención de datos.....	61
4.1.6. Análisis estadístico de la información.....	65
4.1.6.1. Dasometría estructural.....	65
4.1.6.1.1. Estimación del volumen.....	65
4.1.6.2. Metodología para el análisis de la ecología de las especies.....	66
4.1.6.3. Metodología para el análisis del muestreo.....	68
4.1.6.4. Metodología para el análisis del crecimiento.....	69
5 RESULTADOS.....	71
5.1. Características dasométricas.....	71
5.2. Estructura.....	75
5.2.1. Distribución espacial.....	75
5.2.1.1. Índices de basados en el calculo de distancias.....	75
5.2.1.2. Índice de distancias.....	75
5.2.1.3. Índice de mezcla de especies.....	80

5.2.2. Estructura dimensional.....	84
5.2.2.1. Índice de diferenciación diamétrica.....	84
5.2.2.2. Índice de diferenciación en alturas.....	89
5.2.3. Diversidad.....	94
5.2.3.1. Índices de diversidad.....	94
5.3. Muestreo.....	97
5.3.1. Área basal.....	97
5.3.2. Volumen.....	98
5.3.3. Biomasa.....	99
5.3.4. Densidad.....	101
5.3.5. Número de especies.....	102
5.3.6. Índice de Margalef.....	102
5.3.7. Índice de Menhinick.....	104
5.3.8. Índice de Shannon.....	104
5.3.9. Índice de Brillouin.....	105
5.3.10. Índice de Simpson.....	106
5.3.11. Índice de McIntosh.....	107
5.3.12. Índice de Berger-Parker.....	108
5.4. Crecimiento.....	110
5.4.1. Elementos para el crecimiento del bosque de la parcela.....	110
5.4.1.1. La distribución Weibull.....	112
5.4.2. El crecimiento diamétrico de los árboles del género <i>Pinus</i>	116

6 DISCUSIONES, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES..... 116

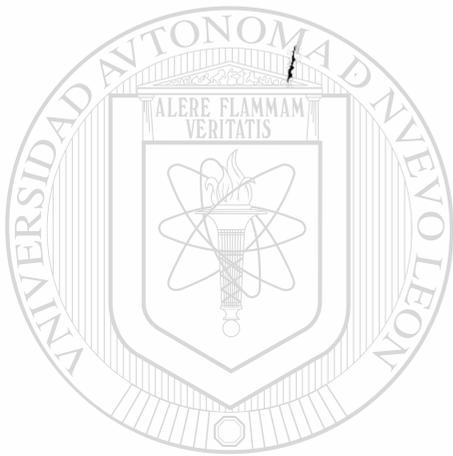
6.1. Breve Discusiones.....	116
6.2. Conclusiones.....	121
6.3. Recomendaciones.....	123
LITERATURA CITADA.....	124

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
1	Clases de distancias.....	22
2	Clasificación del índice de mezcal de especies.....	27
3	Resumen de Variables dasométricas totales y por genero para una parcela de la Sierra San Carlos, Tamaulipas, N.L., México.....	74
4	Estadística del índice de distancias de la comunidad y por genero.....	76
5	Estadística del índice de distancias entre Árbol-Árbol y Punto-Árbol.....	78
6	Estadísticas del índice de mezcla de especies.....	81
7	Estadística del índice de diferenciación diamétrica para la comunidad y por especie.....	85
8	Estadística de los índices de diferenciación en altura para la comunidad y especies.....	90
9	Índices de diversidad.....	94
10	Serie geométrica.....	95
11	Barra Rota.....	96
12	Serie logarítmica.....	96
13	Serie log normal.....	96

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Representación hipotética del muestreo para los índices de diferenciación diamétrica y de altura.....	28
2	Localización del área de estudio.....	60
3	Área de 30 x 30 m (900 m ²) así como la delimitación de la cuadrícula de 5x5 m (25m ²) y la ubicación de cada uno de los árboles.....	62
4	Parcela de 2.25 hectareas así como los cuadrantes de 30 x 30 m (900 m ²) y los cuadrantes de 5 x 5 m (25 m ²).....	63
5	Representación de la forma de obtener la distancia del árbol origen al árbol vecino.....	67
6	Esquema de las dimensiones de las unidades de muestra.....	68
7	Distribución de la frecuencia por especie en las 2.25 hectáreas...	71
8	Distribución del arbolado / especie / hectárea.....	72
9	Distribución de la frecuencia (%) por especie en las 2.25 hectáreas.....	72
10	Distribución del arbolado por categorías de distancias de la comunidad.	76
11	Distribución del arbolado por categorías de distancias cuando el árbol origen es un <i>Pinus</i> y el vecino mas cerca es un <i>Pinus</i>	77
12	Distribución del arbolado por categorías de distancias cuando el árbol origen es un <i>Quercus</i> y el vecino mas cerca es un <i>Pinus</i>	77
13	Distribución de las incidencias de las distancias (Punto-Árbol) en las categorías de distancias.	79



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

14	Distribución de las incidencias de las distancias (Árbol -Árbol) en las categorías de distancias.	79
15	Distribución del arbolado por los índices de mezcla de la comunidad total.	81
16	Distribución del arbolado por los índices de mezcla cuando el origen es un Pino.	82
17	Distribución del arbolado por los índices de mezcla cuando el origen es un <i>Quercus</i>	82
18	Distribución del arbolado por los índices de mezcla cuando el origen es un <i>Arbutus</i>	83
19	Distribución del arbolado por los índices de mezcla cuando el origen es un <i>Sarsafras</i>	84
20	Índices de diferenciación diamétrica de la comunidad.....	86
21	Índices de diferenciación diamétrica cuando el árbol origen es un Pino y los vecinos son Pinos.	87
22	Índices de diferenciación diamétrica cuando el árbol origen es un <i>Qercus</i> y los vecinos son Pinos.	87
23	Grupos de diferenciación diamétrica (comunidad).....	88
<hr/>		
24	Grupos de diferenciación diamétrica (Pino-Pino).....	88
25	Grupos de diferenciación diamétrica (<i>Quercus</i> -Pino).....	88
26	Índices de diferenciación en alturas en la comunidad.....	90
27	Índices de diferenciación en alturas cuando el árbol origen es un Pino y los vecinos son Pino.	91
28	Índices de diferenciación en alturas cuando el árbol origen es un <i>Quercus</i> y los vecinos son Pino.	92
29	Grupos de diferenciación en Alturas (Comunidad).....	93
30	Grupos de diferenciación en Alturas (Pino-Pino).....	93
31	Grupos de diferenciación en Alturas (<i>Quercus</i> -Pino).....	93
32	Distribución de los promedios muestrales del área basal	

	respecto al promedio de la comunidad.....	97
33	Distribución de los promedios de las muestras del volumen respecto a al promedio del la comunidad.....	98
34	Distribución de los promedios muestrales de la biomasa respecto al promedio de la comunidad.....	99
35	Distribución de los promedios muestrales de la densidad con respecto al promedio de la comunidad.....	101
36	Distribución de los promedios de las especies con respecto al promedio de la comunidad.	102
37	Distribución de los promedios muestrales del índice de Margalef respecto al índice de la comunidad.	103
38	Distribución de los promedios muestrales del índice de Menhinick respecto al índice de la comunidad.....	104
39	Distribución de los promedios muestrales del índice de Shannon respecto al índice de la comunidad.....	105
40	Distribución de los promedios muestrales del índice de Brillouin respecto al índice de la comunidad.....	106
41	Distribución de los promedios muestrales del índice de Simpson respecto al índice de la comunidad.....	107
<hr/>		
42	Distribución de los promedios muestrales del índice de McIntosh respecto al índice de la comunidad.....	108
43	Distribución de los promedios muestrales del índice de Berger-Parker respecto al índice de la comunidad.....	109
44	Histograma de las frecuencias diamétricas y ajuste de la distribución Weillbul.	110
45	Histograma de las frecuencias diamétricas y ajuste de la distribución Weillbul para cada un de los géneros.....	111
46	Distribución del arbolado en la parcela de 2.25 hectáreas.....	117

CAPITULO 1

INTRODUCCIÓN

La ecología forestal se ha convertido en un tema de estudio importante para la sociedad científica en los últimos años. Los problemas ambientales asociados con la degradación de ecosistemas forestales causados por el sobre pastoreo, manejo mal planificado, tala clandestina, y cambios sutiles del clima, entre otros está favoreciendo la potencial presencia de bosques menos complejos. Así mismo, la restauración de bosques que fueron desmontados por cambios de uso de suelo ha propiciado el establecimiento de bloques y mosaicos uniespecíficos que no proveen todos los servicios ambientales que proporcionaban los bosques nativos antiguos.

Los servicios ambientales que proporcionan los bosques nativos pueden dividirse en varias grandes áreas; a) conservación de diversidad biológica, b) protección de salud y vitalidad de los ecosistemas, c) conservación del almacén y secuestro de carbono y d) protección a cuencas hidrológicas. Los bosques nativos evolucionan con cambios notorios en su diversidad biológica a través del proceso de sucesión y se moldea por cambios sutiles del clima. El componente de diversidad biológica protege a los bosques de plagas y enfermedades nocivas, de contaminantes extraños

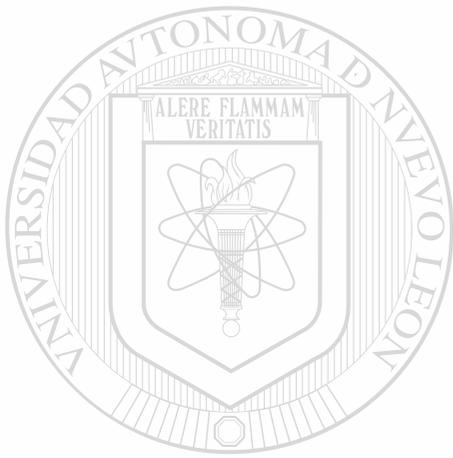
y de otras fuentes de disturbio de diversos orígenes. Al crecer en diversidad biológica, los bosques nativos mejoran o incrementan la productividad de los ecosistemas al existir diversas especies con diferentes hábitos de consumo y explotación del suelo. Por esta razón, los almacenes y secuestro de carbono crecen en bosques nativos. De igual manera, la protección al suelo y al agua ocasiona un balance hidrológico estable y regulado la mayor parte del tiempo. Estas aseveraciones justifican la importancia de manejo bosques para el mantenimiento de sus componentes y funciones.

A pesar de estas consideraciones vigentes en la comunidad científica, aun no se conocen a fondo los efectos del manejo de bosques en sus componentes de diversidad, su efecto de protección al suelo y agua, el impacto de la extracción en el balance local del carbono, presencia de patógenos, plagas y enfermedades, etc. Tampoco existe evidencia o información desarrollada localmente sobre el efecto del manejo en los

componentes de sustentabilidad de bosques nativos desde puntos de vista mas dinámicos. Esto se debe parcialmente a la falta de sitios permanentes de monitoreo, observaciones continuas y consistentes de los componentes de los ecosistemas forestales. Existe evidencia de cambios sucesionales en poblaciones arbóreas que componen masas forestales pero se desconoce el efecto que puede tener la extracción selectiva en los cambios sucesionales y posiblemente evolutivos de las comunidades forestales.

Este trabajo plantea como objetivo central tratar de entender desde un punto de vista estático las relaciones ecológicas que pueden existir entre las poblaciones arbóreas de una parcela ubicada en los bosques de pino-encino

de la Sierra San Carlos del Estado de Tamaulipas, México. Para esto se observan varias relaciones ecológicas, índices estructurales y mezcla de individuos que cohabitan la parcela, se describen índices de diversidad-abundancia, modelos de abundancia y de crecimiento de las especies que comparten el hábitat de esta fracción de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPITULO 2

OBJETIVOS

2.1. General.

Desarrollar información sobre ecología y muestreo de bosques mixtos de la Sierra San Carlos, Tamaulipas a través de la estimación de índices ecológicos y estructurales.

2.2. Particulares.

- 1.- Productividad de la estructura de este bosque mediante la estimación de las características dasométricas en sitios de diversas dimensiones.
- 2.- Productividad de las relaciones ecológicas existentes entre pinos y encinos a través de índices intraespecificos e interespecificos.
- 3.- Estimar y verificar diferentes índices que nos permiten caracterizar mejor la estructura del bosque.
- 4.- Estimar y ajustar diversas distribuciones probabilísticas a la distancia entre los árboles para la caracterización de la distribución espacial.
- 5.- Determinación de la diversidad-abundancia de los bosques mixtos en sitios de diferentes dimensiones.

6.- Determinar las dimensiones adecuadas del sitio para muestrear por diversidad y productividad.

2.3. Hipótesis.

Ho: Los bosques de encino-pino de la Sierra San Carlos, Tamaulipas se distribuyen uniformemente, donde pinos y encinos no interaccionan ecológicamente para definir estadios sucesionales. De esta manera, tampoco existen cambios notorios en los índices ecológicos en sitios de dimensiones diferentes. Así mismo los sistemas de muestreo pudieran considerar sitios de cualquier dimensión.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPITULO 3

ANTECEDENTES

3.1. Descripción de los Bosques Mixtos.

Las relaciones ecológicas entre los encinares y los pinares constituyen un problema complejo. Estos dos tipos de vegetación son los más característicos de las regiones montañosas del país en las que prevalece el clima templado frío y semihúmedo. Mientras que la amplitud altitudinal conocida de los bosques de *Quercus* en la República es de 0 a 3100 m, la de los bosques de *Pinus* va de los 150 a 4000 m, de esta manera ambos

géneros tienen un intervalo común de tolerancia entre los 150 y 3110 n. s. m. (Rzedowski, 1978).

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

La distribución de estos dos tipos de vegetación señala a grandes rasgos una amplia predominancia de encinares sobre pinares en la Sierra Madre Oriental. Entonces no es raro ver comunidades mixtas que se convierten en encinares, como consecuencia de la explotación selectiva del pino. De hecho, se trata evidentemente de dos tipos de vegetación de requerimientos ecológicos paralelos y que por consiguiente a menudo se encuentran teóricamente en competencia. En algunas regiones prevalece

una de ellas en forma más o menos exclusiva, pero en muchas otras ambas juegan un papel importante y sobre todo donde el hombre ha modificado las condiciones naturales, pueden formar mosaicos a menudo muy difíciles de interpretar desde el punto de vista de su determinismo (Rzedoswki, 1978).

En la Sierra Madre Occidental, el mosaico altitudinal se comporta de una manera similar, aunque los encinares dominan la abundancia de los bosques por debajo de los 2200 m sobre el nivel del mar y los pinos lo hacen después de esta altitud hasta los 3000 m (Graciano, 2001). Las interacciones ecológicas que juegan estos dos tipos de comunidades pueden determinar diferentes estadios sucesionales que pueden ser modificados o alterados por disturbios humanos (corta selectiva) y naturales (incendios, sequías, plagas y enfermedades, etc). El entendimiento de estas interacciones sirve para desarrollar planes de manejo sustentables que integren los ritmos de crecimiento diferenciales de géneros, evolución de la

diversidad biológica arbórea, y cambios en la productividad, entre otros.

Estas herramientas son claves en la integración del conocimiento para el manejo silvícola de las masas forestales con objetivos económicos, sociales y ecológicos.

3.1.1. Importancia.

Los bosques naturales se han estado degradando en productividad y diversidad debido en ocasiones al manejo mal planificado, presencia de incendios, plagas y enfermedades, sequías recurrentes, etc. La restauración

de la vegetación arbórea se ha realizado tradicionalmente con especies uniespecíficas. En Alemania se prefieren bosques mixtos porque los árboles provenientes de bosques uniespecíficos son de fustes cortos mal formados en general muy ramificados y con anillos de crecimiento anchos. Por lo que, en general la madera es de mala calidad, además de que sus incrementos en volumen son mucho menores (Manzanilla 1976).

Por medio de estos bosques es posible no solo lograr una mejor producción de madera buena calidad, como ya se mencionó anteriormente, sino que también se logra obtener un mejor equilibrio ecológico. Así Leibundgut (1945) escribe que las especies con las que se mezclan los encinos sirven para:

- Proteger los fustes de los árboles de los rayos solares, vientos secos y cambios de temperatura.
- Proteger al suelo del sol, y evitar la formación de arbustos y malas hierbas.
- Facilitar la descomposición de las hojas de encino, mediante la mezcla de una capa de materia orgánica de más fácil descomposición.
- Formación de un cierre vertical de las copas que favorezcan al microclima del rodal.
- Aumento del valor de la producción y del volumen, mediante el uso del espacio disponible para el crecimiento.

Manzanilla (1976) define que la mezcla ideal, en la fase final del desarrollo, tanto desde el punto de vista ecológico como económico, es de 60-80 % de *Quercus*, 20-30 % de *Fagus* y 10 % de *Larix*.

El género más importante de esta mezcla, es *Quercus*. El *Fagus* puede proporcionar también madera valiosa, pero su principal función es favorecer la formación de madera de alta calidad de *Quercus*, evitando por ejemplo, la formación de brotes adventicios (Manzanilla 1976). Esta información define claramente la necesidad del mantenimiento de la diversidad biológica en la producción, economía y ecología de los ecosistemas forestales.

3.2. Ecología General de Bosques de Coníferas.

3.2.1. Aislamiento.

Las fuerzas que producen el aislamiento o la dispersión de los individuos, parejas o pequeños grupos en una población son importantes en términos de regulación de la población (en el seno de la especie, entre especies o en ambas formas), este suele ser el resultado de competición entre individuos por recursos que escasean o antagonismo directo (Odum 1972).

3.2.2. Competencia.

Es toda acción recíproca entre dos o más poblaciones de especies que afecta adversamente su crecimiento y supervivencia. En la mayoría de los casos, el término competición se utiliza con referencia a situaciones en que las influencias negativas se deben a una escasez de recursos utilizados por ambas especies.

La interacción competitiva podrá comprender espacio, alimentos o sustancias nutritivas, luz, acción de los materiales de desecho, depredación mutua. La competencia entre especies, puede traducirse en ajustes de equilibrio por parte de dos especies o podrá conducir a que una sustituya a otra o la obligue a ocupar otro espacio o a servirse de otro alimento (Odum, 1972).

Para comprender la competencia necesitamos considerar no sólo las condiciones y los atributos de las poblaciones que conducen a la exclusión competitiva, sino también las situaciones en que especies similares coexisten, puesto que grandes cantidades de especies comparten recursos comunes en los sistemas abiertos de la naturaleza.

3.2.3. Relaciones Intraespecíficas.

Algunas plantas verdes podrían vivir verosímelmente aisladas durante cierto tiempo, pero si la especie debe perpetuarse es necesaria la

producción de progenie. La planta se hallaría pronto rodeada por sus descendientes con los que entraría en competición o en relaciones de otro género de manera que ya no viviría como un individuo aislado (Odum, 1972).

3.2.3.1. Efectos Perjudiciales.

Todo incremento en el número de individuos de una población aumenta la competencia frente a las necesidades vitales. Las rivalidades entre los individuos de una misma especie son más agudas que las que median entre individuos de diferentes especies (Odum1972).

3.2.3.2. Efectos Favorables.

Hemos visto que si la población de una especie dentro de un área determinada continúa aumentando se alcanza un punto en el que se originan consecuencias desfavorables. Pero antes de alcanzarse este punto, los miembros de la población pueden resultar beneficiados por la presencia de

otros individuos de la misma especie. Un individuo aislado o una simple pareja de organismos no pueden acoplarse al ambiente tan favorablemente

como si se trata de un grupo. Un aumento moderado en la abundancia de una planta o de un animal puede proporcionar protección frente a los enemigos y a los agentes físicos del ambiente. Puede acelerar la reproducción y favorecer la supervivencia. El grado y la naturaleza de su actividad están también influidos por la densidad de la población (Schuett, 1934).

3.2.4. Relaciones Interespecíficas.

En condiciones naturales, la presencia de otros organismos de diferente especie constituye un factor insoslayable y al propio tiempo, necesario del ambiente. La existencia de otra especie puede ser de importancia decisiva para la obtención de alimento, protección o para satisfacer alguna otra necesidad. Por el contrario varias clases de animales y vegetales son indeseables; pero también en este caso, la presencia de estas especies constituye una influencia más del ambiente. Algunas de las relaciones entre las diferentes especies que pueblan un área determinada son importantes y fácilmente observables, mientras que otras son muy sutiles y sólo con dificultad pueden estudiarse. Algunas de estas reacciones constituyen parte integrante de la actuación del complejo ecológico como un todo, en tanto que otras solo revisten importancia secundaria (Odum, 1972).

Al intentar delinear los diferentes tipos de relaciones mutuas entre las especies, se comprueba la existencia de una gran complejidad. Los animales se relacionan con otros animales, los vegetales con otros vegetales, muchos animales dependen de las plantas que se encuentran en su ambiente y algunas plantas pueden depender a su vez de algunos animales. Se manifiestan todas las gradaciones desde las relaciones vitales y permanentes hasta las casuales y puramente temporales (Odum, 1972).

3.2.5. Trabajos Realizados Sobre Ecología Forestal.

Lozada y Arends (2000) indican que el comportamiento ecológico o temperamento se puede entender como el conjunto de estrategias de reproducción y crecimiento que una especie presenta y que la hace capaz de permanecer en un sitio determinado. Estas estrategias son la respuesta evolutiva de la especie ante los elementos ambientales físicos y bióticos. Obteniendo el valor de importancia a través de la integración de los valores relativos de abundancia, dominancia y frecuencia para cada especie arbórea es posible inferir el desarrollo, la ecología y la adaptación de una especie dentro de una comunidad.

3.2.5.1. Caso de Competencia.

Un registro de los efectos de competición se obtuvo al observar la sección transversal de un tronco de una falsa acacia desarrollada en Belmont. Mediante el recuento de los anillos del leño se comprobó que el primer año de vida de este árbol correspondía al año 1929. En esta época fue abandonado un campo abierto y unos pocos árboles se establecieron por su cuenta en dicha zona a intervalos muy espaciados. Durante los primeros años siguientes el árbol creció rápidamente, pero al ir aumentando de tamaño fue también aumentando su competición con los árboles vecinos, respecto a las sustancias nutritivas, agua y especialmente a la luz. Ello se refleja en el tamaño progresivamente de los anillos correspondientes a los años 1934, 1935 y 1936. En la primavera se talaron la mayor parte de dichos árboles, al desaparecer la competición se incremento el desarrollo de este árbol (George 1971).

La forma de desarrollo de las plantas, así como su crecimiento, están afectados por su competencia. El tipo de desarrollo de un árbol es completamente diferente del propio de otro árbol de la misma especie que haya crecido estrechamente rodeado por otros individuos (George 1971).

3.3. Abundancia y Dominancia.

3.3.1. Abundancia.

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

Lamprecht (1990) indica que la abundancia esta determinada por el número de individuos por hectárea y la dominancia como la variable de proporción de área basal.

Se expresa de la siguiente forma para obtener el cálculo de de la abundancia:

$$A = \frac{n}{Area} \qquad Ai = \frac{n}{N} * 100$$

n = número de árboles de la especie i

N = número total de árboles.

3.3.2. Dominancia.

Se emplea el área basal de los individuos como valor de dominancia.

La dominancia absoluta de una especie es el producto de la suma del área basal individual expresada en m².

$$D = \frac{g}{\text{Área}}$$

g = área basal de la especie.

3.3.2.1. Dominancia relativa.

La dominancia relativa proviene del cálculo de la proporción de una especie en el área basal total.

$$D = \frac{A_{bi}}{A_{bt}} * 100$$

A_{bi} = área basal de la especie i.

A_{bt} = área basal de todas las especies.

3.3.3. Densidad.

Se define como el número de individuos de una especie por unidad de área o volumen.

3.3.3.1. Densidad relativa.

La definen como la densidad de una especie referida a la densidad de todas las especies del área.

3.4. Estructura.

Rivero y Zepeda (1990) indican que en forma estricta por estructura de una masa forestal se entiende la forma o patrón característico de ubicación o distribución espacial que tienen los árboles en un tiempo determinado. Al referirse propiamente a la estructura de un rodal se hace alusión a la articulación de las partes (árboles) que conforman un sistema estable (rodal) que varía a través del tiempo debido a causas intrínsecas y/o extrínsecas a él, a la ubicación espacial (vertical y horizontal) que en un momento dado tienen los árboles que constituyen el rodal de interés.

La estructura de cualquier género de vegetación es definida por tres componentes: estratificación, distribución espacial de los individuos y abundancia de cada especie (Kershaw, 1985 citado por Pinto, 1990).

La toma de decisiones en el manejo de recursos de los ecosistemas forestales es básica la caracterización de su estructura, en localidades bajo aprovechamiento donde se observan efectos ocasionados por actividades antropogénicas que deben de integrarse a la elaboración de planeaciones de manejo que aseguren la sustentabilidad.

Gadow et al. (2001) Menciona que la forma adecuada y precisa para describir la estructura espacial de una comunidad es caracterizar el estrato arbóreo desde el punto de vista de sus dimensiones, la especie a la que pertenecen y la distancia que los separa de los demás individuos. Es

necesario el empleo de índices o variables que reflejen las características de las áreas forestales, índices que cuantifica diferencias en tamaño de los árboles que conviven en un pequeño rodal (grado de diferenciación).

3.4.1. Distribución Espacial.

Las comunidades ecológicas, las plantas y animales presentan un patrón espacial, siendo una propiedad fundamental de cada grupo de organismos vivos.

Brower et al. (1990) mencionan que los organismos en la naturaleza raramente se distribuyen en forma uniforme y en ciertas especies la posición de un individuo es completamente independiente de la posición de cualquier otro.

Ludwing y Reynolds (1988) mencionan que los factores que pudieran establecer los patrones de distribución espacial son:

- 1.- Factores vectoriales la acción de los factores ambientales extremos.
- 2.- Factores reproductivos (sexual y asexual).
- 3.- Factores sociales (desarrollo urbano)
- 4.- Factor coactivo competencia (interacciones intraespecíficas)
- 5.-Factores aleatorios.

Se tienen identificados tres patrones de distribución espacial. La distribución al azar mantiene una homogeneidad ambiental o un patrón no selectivo, agrupada, donde las agregaciones de individuos se realizan ya que existen áreas más favorables en hábitat y uniforme que resulta de las interacciones negativas como competencia por nutrientes y espacios (Tomas 1975). Algunas poblaciones pueden tener una densidad igual pero una distribución diferente (Brower et al., 1990).

3.4.1.1. Índices de Distribución Espacial.

Odum (1972) indica que la distribución de los organismos tiene implicaciones ecológicas ya que el arreglo que presente determinada población en la naturaleza dependerá su relación con las demás poblaciones dentro de la comunidad. El autor establece que las poblaciones se distribuyen en tres grandes tipos 1) al azar; 2) uniforme y 3) amontonada. Clark y Evans (1954); Broker et al. (1990) definen estas distribuciones como:

1) aleatoria; 2) regular; 3) agrupada.

Condes et al. (1998) mencionan que las masas arboladas responden a los siguientes tipos de distribución:

1) Aleatoria

Distribuida al azar en todo el espacio disponible. No existe ningún tipo de interacción entre los mismos. Deben cumplirse dos condiciones para aceptar este tipo de distribución.

- Todos los puntos del espacio tienen la misma probabilidad de ser ocupados por un árbol.
- La presencia de un individuo en cierto punto no afecta a la ubicación de otro individuo.

La distribución del espacio o las distancias entre los individuos se puede representar matemáticamente mediante distribuciones probabilísticas discretas del tipo Poisson.

2) Regular

Es aquella en que los árboles tienen tendencia a mantener entre sí una distancia más o menos constante. Surge como consecuencia de una repoblación o como respuesta a una cierta competencia.

La distribución del espacio o las distancias entre los individuos se puede representar matemáticamente mediante distribuciones probabilísticas discretas del tipo Binomial (Penttine et al., 1992).

3) Agrupada.

Aparecen grupos de árboles alternándose con espacios abiertos como consecuencia de interacción entre árboles o bien como consecuencia de la heterogeneidad del terreno. La distribución del espacio o distancias entre individuos se puede

representar matemáticamente mediante distribuciones probabilísticas discretas del tipo Poisson (Pielou 1977).

La caracterización de la distribución espacial de los árboles en bosque se puede realizar por diferentes métodos o procedimientos. Ripley (1981) menciona que existen tres tipos de grupos que permiten diferenciar la distribución espacial:

Índices basados en la discretización del espacio ocupado por los árboles.

Índices basados en el cálculo de distancias.

Índices basados en la mapificación de árboles.

Para los dos primeros métodos no es necesario conocer la posición de cada uno de los árboles, en el primer caso mediante el conteo y en el segundo mediante la medición de distancias entre los más cercanos.

Para el tercer caso es necesario que se tenga una mapificación de todos.

3.4.1.1.1. Índices Basados en la Discretización del Espacio Ocupado

por los Árboles. Se fundamenta en sobreponer, sobre la superficie que se está estudiando, unidades de muestreo de forma y tamaño prefijado, contabilizando el número de árboles en cada unidad es una medida de la intensidad de la población. La varianza de esta intensidad depende del tipo de distribución espacial de los individuos. Se supone un proceso de Poisson (distribución aleatoria de intensidad, λ). La varianza tomará, asimismo el valor de λ y por lo tanto el cociente entre ambos será igual a 1.

Fisher et al. (1992) sugirió este índice, el cual se describe matemáticamente como sigue.

$$I_F = \frac{S_x^2}{\bar{X}} - \frac{n \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{(n-1) \sum_{i=1}^n x_i} \quad (1)$$

n = Número de unidades de muestreo.

X_i = Número de árboles en la unidad j.

Índices superiores a la unidad indican agregados y valores inferiores a 1 indican una distribución regular. Los resultados están influidos por el tamaño como por la forma de las unidades de muestra (Pielou 1977).

3.4.1.1.2. Índices Basados en el Cálculo de Distancias. Pommerening

et al., (1996); Pommerening (1997) indican que el índice de distancias entre

árboles (D_i) caracteriza la distribución individual de los árboles en un bosque en base en la distancia del árbol de referencia i a su vecino más cercano. Es

elaborada una clasificación para la agrupación de las diferentes distancias

(tabla 1) entre el árbol de referencia y el vecino más cercano de la siguiente

manera:

TABLA 1

CLASES DE DISTANCIAS.

Clase 1	$0 \text{ m} \leq D_i < 1 \text{ m}$
Clase 2	$1 \text{ m} \leq D_i < 2 \text{ m}$
Clase 3	$2 \text{ m} \leq D_i < 3 \text{ m}$
Clase 4	$3 \text{ m} \leq D_i < 4 \text{ m}$
Clase 5	$4 \text{ m} \leq D_i < 5 \text{ m}$
Clase 6	$5 \text{ m} \leq D_i < 6 \text{ m}$
Clase 7	$6 \text{ m} \leq D_i < 7 \text{ m}$
Clase 8	$7 \text{ m} \leq D_i < 8 \text{ m}$
Clase 9	$8 \text{ m} \leq D_i < 9 \text{ m}$
Clase 10	$9 \text{ m} < D_i$

Este índice se basa en la distancia promedio del i-ésimo árbol a su vecino más próximo n expresada de la siguiente manera:

$$D_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n S_{ij} \tag{2}$$

donde:

S_{ij} = Distancia del i-ésimo árbol a su vecino más próximo.

La distancia promedio es un parámetro de la distribución espacial que caracteriza la distribución de los individuos en un área dada. A este nivel la distancia media de los árboles a sus vecinos próximos se define por la siguiente forma:

$$\bar{D} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N D_i \tag{3}$$

en donde:

N = número de árboles en el ecosistema.

Entre otros índices utilizados se reportan aquellos desarrollados por Hopkins y Skellam (1954) quienes mencionan que estos índices están basados en relacionar la distancia entre un árbol elegido al azar y su vecino más próximo (árbol = árbol) con la distancia entre un punto situado al azar y el árbol más cercano (punto = árbol). Se establece que si la distribución espacial es aleatoria si la distribución de las distancias entre puntos y árboles es idéntica a la distribución de las distancias entre los árboles. Con este fundamento se define el siguiente índice.

$$I_{HS} = \frac{\sum_{i=1}^n d_{pt}^2}{\sum_{i=1}^n d_{tt}^2} \tag{4}$$

d_{tt} = Distancia entre un árbol seleccionado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

d_{pt} = Distancia entre un punto situado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

n = Número de puntos y árboles tomados al azar.

Este índice toma valores inferiores a 1 en el caso de distribuciones de tipo regular y superiores a 1 al aplicarlo a distribuciones con agregados.

Bit y Ripley (1980) proponen la siguiente modificación del índice anterior

$$I_{BR} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{d_{pt}^2}{d_{ii}^2} \quad (5)$$

d_{tt} = Distancia entre un árbol seleccionado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

d_{pt} = Distancia entre un punto situado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

En el caso de un proceso de tipo Poisson las distancias punto-árbol y las distancias árbol-árbol seguirán la misma distribución lo que implica que el

índice tomara el mismo valor de 0.5. En el caso de distribuciones con agregados las distancias entre árboles serán menores que las distancias punto-árbol, el índice tomara valores entre 0.1 y 1. Para distribuciones regulares el índice tomara valores inferiores a 0.5.

Batchelker (1971) propone un índice cuya expresión es similar a la del índice de Hopkins y Skellam (1954). Sin embargo, en este caso no existe independencia entre las mediciones de d_{pt} y d_{tt} . El modo de calcularlo es seleccionar un punto al azar en el terreno y buscar la distancia al árbol más

cercano (d_{pt}), la distancia al vecino más próximo (d_{tt}) se mide desde dicho árbol:

$$I_B = \frac{\sum_{i=1}^n d_{pt}}{\sum_{i=1}^n d_{tt}} \quad (6)$$

d_{tt} = Distancia entre un árbol seleccionado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

d_{pt} = Distancia entre un punto situado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

Una distribución de los árboles de tipo regular da como resultado valores del índice más bajos que una distribución con agregados.

Holgate (1965) propone dos índices que siguen las mismas distribuciones que los índices de Hopkins y Skellam (1954) y Bit y Ripley (1980):

$$I_{HN} = \frac{\sum_{i=1}^n d_{pt}^2}{\sum_{i=1}^n d_{p2t}^2} \quad (7)$$

$$I_{HF} = \frac{\sum_{i=1}^n d_{pt}^2}{\sum_{i=1}^n (d_{p2t}^2 - d_{pt}^2)} \quad (8)$$

donde:

d_{tt} = Distancia entre un árbol seleccionado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

d_{pt} = Distancia entre un punto situado al azar sobre el terreno y el árbol más cercano.

d_{p2t} = Distancia sobre el terreno al segundo árbol más cercano.

3 4.1.1.3. Índice Basado en la Mapificación de los Árboles. Este tercer grupo de índices requiere para su desarrollo el contar con los datos de las posiciones de todos los árboles dentro de una superficie suficientemente extensa. Los datos de este tipo son, por un lado los más representativos, pero también los mas costosos.

Los estudios se basan generalmente en la distribución de distancias entre todos los pares de árboles. Se utiliza la función acumulativa de las distancias como herramienta de análisis, esta se conoce como función K de Ripley o sencillamente como función K (Ripley, 1981).

Existe además la posibilidad de realizar estudios de correlación espacial y estudios conocidos como "procesos de puntos marcados" en los que interviene no solo la distancia entre los árboles, sino también algunas variables características de los mismos (diámetro normal o altura generalmente).

3 5.1.1.4. Índice de Mezcla de Especies (DM). Földner y Gadow. (1994) describen este índice para el desarrollo de un muestreo estructural de cuatro árboles. Los valores van de cero a uno, con cuatro categorías que se indican en la tabla 2.

TABLA 2

CLASIFICACIÓN DEL ÍNDICE DE MEZCAL DE ESPECIES.

Índice	Explicación	Especies
0	Árboles vecinos de la misma especie.	AAAA
0.25	Cuando uno de los árboles es de diferente especie.	AAAB
0.50	Cuando dos de los árboles son de diferente especie.	AABC
0.75	Cuando tres de los árboles vecinos son de diferente especie.	ABCD
1	Cuando los cuatro árboles vecinos son de diferente especie	BCDE

Estos valores son obtenidos a través de la siguiente forma:

$$DM_{nl} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_{ij} \tag{9}$$

3.4.2. Estructura Dimensional.

3.4.2.1. Índice de Diferenciación de Diámetros (TD).

Para definir la estructura, una de las características más importantes, son las variaciones que existen en relación con los tamaños de los árboles que integran una población. Existe un índice que se denomina grado de diferenciación, que se puede aplicar a cualquier variable numérica que represente el tamaño de un árbol, (diámetro a 1.30 m, altura total, longitud de copa o el volumen de la copa) (Gadow y Fuldner 1995).

Se fundamentan en la relación existente entre el diámetro y la altura del individuo muestra y las mismas dimensiones de los vecinos cercanos, estos describen la estructura dimensional dentro del ecosistema (Füldner 1992; Füldner y Gadow 1994).

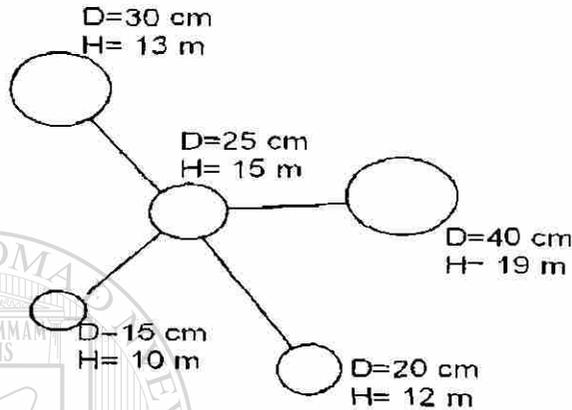


Figura 1.- Representación hipotética del muestreo para los índices de diferenciación diamétrica y de altura.

El índice de diferenciación diamétrica se define por el cociente entre los diámetros a 1.30 m de los árboles vecinos.

$$Ti = 1 - \frac{\sum_{j=1}^n \min(di, dj)}{\sum_{j=1}^n \max(di, dj)} \quad (10)$$

Ti = Diámetro de diferenciación en diámetros considerando los n árboles más cercanos al árbol analizado (i), $0 \leq Ti \leq 1$,

Di = Diámetro (cm) del árbol analizado (i)

Dj = Diámetro (cm) del árbol j más cercano al árbol i (j=1...n)

Cuando el cálculo del índice solo se tiene en cuenta al árbol más cercano el valor de $T_i = 0.5 \cdot 1 - (15/30)$. Sin embargo al considerar dos árboles más cercanos el índice tiene un valor de $0.42 \cdot (1 - (15/30 + 20/30)/2)$.

El valor de T_i se incrementa al aumentar la diferencia media de los tamaños de los árboles más cercanos. Un valor de cero corresponde a la situación en la que todos los árboles tienen el mismo tamaño. El tener un valor de referencia cero para comparación se hace aconsejable su utilización para la descripción de la estructura de una masa forestal desde las dimensiones de los árboles que la constituyen. Una de sus aplicaciones es comparar diferentes estructuras específicas (Lewandowski y Gadow 1997).

3.4.2.2. Índice de Diferenciación de Alturas.

Se obtiene de la siguiente manera, es similar a la operación definida anteriormente para el diámetro, solo que en este caso la variable medible es la altura.

$$TH_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n th_{ij} \quad (11)$$

donde:

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

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

El valor medio de la diferenciación en altura se obtiene con la siguiente ecuación:

$$\overline{TH} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TH_i \quad (12)$$

N = Número de árboles del rodal.

3.4.2.3. Coeficiente de Homogeneidad.

Este coeficiente es otro de los métodos que se utilizan para caracterizar la estructura dimensional, el cual es definido por la relación porcentual entre número de árboles y volumen por categorías diamétricas. En un área homogénea todos los árboles tienen el mismo volumen, en un área heterogénea un alto porcentaje de los árboles representa una proporción pequeña de volumen, mientras que pocos individuos contribuyen con la mayor proporción volumétrica.

Este coeficiente se determina a través de la siguiente expresión:

$$H = \frac{\sum_{i=1}^n SN\%}{\sum_{i=1}^n SN\% - SV\%} \quad (13)$$

donde:

SN% = Suma de los porcentajes de número de árboles hasta la categoría diamétrica i.

SV% = Suma de los porcentajes de volumen hasta la categoría diamétrica i.

3.4.3. Índices de Diversidad.

Si recordamos la definición de recurso como algo que sirve para satisfacer las necesidades o los deseos humanos, tenemos que los recursos bióticos serán aquellos que se obtengan de seres vivos y que satisfagan nuestras necesidades y/o deseos. Sin embargo, desde un punto de vista más hipotético, observamos que toda la biodiversidad se puede considerar como un recurso, ya que esta definida como la totalidad de las especies que habitan en el planeta y las relaciones entre las mismas es un recurso que puede ser de uso actual o potencial (Enkerlin y Correa 1997).

El gran número de especies raras es el que condiciona en gran parte, la diversidad de las especies de los grupos tróficos y de las comunidades enteras.

Es importante comprender que la diversidad de especies tiene un número de componentes que responderá a caso de modo muy distinto a los factores geográficos, de desarrollo, o físicos. Uno de los componentes principales podría designarse como el componente de la riqueza o la variedad de las especies. Otro componente de la diversidad es el que se ha designado como uniformidad o equidad en la distribución o prorateo de los individuos entre las especies (Odum 1972).

La diversidad de especies, expresada como la razón de especie y número o la de especie y área tiende a aumentar durante las primeras etapas

tempranas del desarrollo de la comunidad. La diversidad tenderá hacia un máximo durante las etapas tempranas o medias de sucesión y que luego declina en el clímax (Margalef 1963; Odum 1972). Este comportamiento de la diversidad que siguen las comunidades se ha denominado el modelo unimodal. En ocasiones la diversidad alcanza una asíntota o estadio constante sin disminuir a medida que progresa la sucesión. Cuando existe una declinación en la diversidad en los estados sucesionales tardíos esta reducción en el número de especies puede ser resultado de la competencia interespecífica, bajo un proceso determinístico o a través de la probabilidad que tienen de ser reducidos los individuos de especies raras dado la caída de la densidad con el incremento en las dimensiones de los individuos. Ambas hipótesis están en estudio intensivo en diferentes comunidades vegetales y animales.

La diversidad biológica, entendida como la variabilidad de genes, poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisajes de los organismos vivos, constituye una fuente inapreciable de riqueza ecológica, genética, social, económica, científica, educativa, cultural, recreativa y estética.

Esta diversidad es importante para la evolución y el mantenimiento de los sistemas necesarios para la vida de la biosfera. La preservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica revisten vital importancia para la satisfacción de las necesidades alimentarias, sanitarias y de otra índole de la creciente población mundial (Enkerlin y Correa 1997).

La riqueza de especies y la equitatividad son conceptos que determinan la importancia de especies (Odum 1972; Peet 1974). La energía en un ecosistema cambia desde la producción hasta el mantenimiento, a través de la sucesión se incrementan la complejidad estructural, composición y la diversidad. Se afirma que a través de la sucesión el ciclo de nutrientes se estrecha y disminuye y por lo tanto aumenta la autorregulación del sistema (Odum 1972; Pickett 1976).

Los conceptos explicativos de la diversidad pueden ser el tiempo evolutivo, tiempo ecológico, heterogeneidad espacial, estabilidad climatológica, productividad, competencia, depredación, el área como fuente de diversidad de especies, limitación de los recursos y la polinización mediante los animales (Badii et al., 1994).

3.4.3.1. Metodologías para Medir la Diversidad.

Magurran (1988) afirma que el concepto de diversidad y sus métodos de medidas seguirán siendo materia de discusión. Se propone el criterio de la curva especies-área para determinar el tamaño mínimo para medir la diversidad (Rice y Kelting 1955; Magurran, 1988). Loyd y Gheraldi (1964) y Magurran (1988) propusieron un método para calcular la equitatividad de una muestra con la equitatividad de la barra rota, elaborando una tabla con el número de especies esperadas. Se propuso un índice de diversidad derivado de una medida de distancia la cual es considerada la medida de las relaciones ecológicas surgidas por la similitud de dos comunidades o muestras (McIntosh 1967; Magurran 1988).

Las razones entre el número de especies y los “valores de importancia” (números, biomasa, productividad, etc.) de los individuos se designa como índices de la diversidad de especies (Odum 1972).

Se utilizan dos métodos generales para analizar la diversidad de especies en situaciones distintas:

- 1).- Las comparaciones basadas en formas, tipos o las ecuaciones de curvas de abundancia de especies.
- 2).- Las comparaciones basadas en índices de diversidad, que son razones, u otras expresiones matemáticas, de relaciones de especies e importancia.

Las medidas de diversidad pueden dividirse en tres categorías:

3.4.3.1.1. Índices de Riqueza de Especies. Estos índices son

esencialmente una medida del número de especies en una unidad de muestreo definida (Magurran 1988). Se hace referencia a índices sencillos donde se obtienen algunas combinaciones de número de especies colectadas (S) y número total de individuos sumando todas las especies (N).

Índice de diversidad de Margalef (1958); (Clifford y Stephenson 1975)

$$D_{mg} = (S - 1) / \ln N \quad (14)$$

Donde:

S= número de especies colectadas.

N= Número total de individuos sumando todos los de las s especies.

Índice de diversidad de Menhinick (Whitaker 1997)

$$D_{mn} = S / N \quad (15)$$

S= Especies recolectadas.

N= Número total de individuos sumando todos los de las s especies.

3.4.3.1.2. Modelos de Abundancia de las Especies. Estos describen la distribución de su abundancia.

La abundancia puede ser definida en dos tipos; la abundancia relativa de una especie en la comunidad, que es la proporción de especies que contribuyen a la abundancia total y la abundancia absoluta que puede ser medida como el número de individuos, biomasa, productividad u otras propiedades con algún significado funcional. La diversidad de una comunidad puede describirse haciendo referencia al modelo que se ajusta en mayor medida al observado, además algunos parámetros de los modelos de abundancia pueden ser usados como índices de diversidad simple (Magurran 1988).

De los diversos modelos propuestos se consideran cuatro de ellos como los más importantes:

3.4.3.1.2.1. Serie Geométrica. Ocurre cuando una comunidad está dominada por un factor simple y si la división del volumen del nicho procede

en una forma fuertemente jerárquica, donde la especie dominante ocupa una porción k de algún recurso limitante, con la segunda especie más dominante ocupando la misma porción K del resto, la tercera especie tomando la porción K de lo que quedó y así hasta que todas las especies han sido acomodadas (Motomura 1932 citado por Romero 1999). Magurran (1988) menciona que estos patrones han sido encontrados en pocas comunidades naturales de plantas simples en ambientes difíciles. Pocas especies en estados sucesionales tempranos o en ambientes difíciles, se ajustan a una serie geométrica, donde se espera una fuerte dominancia con una equitatividad baja en la repartición del recurso.

La expresión que toma el modelo de la serie geométrica es el siguiente:

$$n_i = NC_i k (1-K)^{i-1} \quad (16)$$

donde:

K = Proporción del espacio de nicho disponible o recursos que cada especie ocupa.

n_i = Número de individuos en la i -ésima especie.

N = Número total de individuos.

$C_i = (1 - (1 - K)^i)^{-1}$ es una constante que asegura que $\sum n_i = N$

3.4.3.1.2.2. Serie logarítmica (Fisher et al., 1943). Este modelo describe matemáticamente las relaciones entre el número de especies y el número de individuos de esas especies y según (Magurran, 1988) este modelo y el de serie geométrica se encuentran estrechamente relacionados.

Se establece que cuando los tamaños de muestra son pequeños, la serie logarítmica puede aparecer como una distribución de muestreo, con la propiedad de que muestras tomadas a partir de una población distribuida en serie logarítmica, serán así mismas, series logarítmicas.

La expresión del modelo es de la siguiente manera:

$$\alpha x, \alpha x^2, \alpha x^3, \dots, \alpha x^n \quad (17)$$

Donde:

αx = Número de especies con un individuo.

αx^2 = Número de especies con dos individuos.

3.4.3.1.2.3. Barra Rota (McArthur 1957). Franco et al., (1989) establece que este modelo predice la abundancia relativa de las especies en

comunidades o fracciones de comunidades en las cuales las especies son comparables en tamaño, fisiología y mantienen sus tamaños poblacionales en un cierto equilibrio de tal forma que la abundancia relativa permanecen aproximadamente constantes.

Un caso limitante (que puede ser idealizado como una distribución uniforme) conduce a una distribución "barra rota de McArthur", mientras que el límite opuesto (que puede ser idealizado por una serie geométrica) conduce a una distribución de serie logarítmica. Estos dos extremos corresponden respectivamente a patrones de abundancia relativa, significativamente más iguales y significativamente menos iguales, que el

patrón log normal. El modelo barra rota, es un caso de adelanto mínimo con recursos divididos muchos más equitativamente (Magurran 1988 citado por Romero 1999).

Le expresión que toma el modelo de McArthur es el siguiente:

$$S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{-1} \quad (18)$$

donde:

$S(n)$ = Número de especies en la clase de abundancia con n individuos.

3.4.3.1.2.4. Modelo Log normal (Preston 1948). Las poblaciones tienden a aumentar su tamaño en forma geométrica, mas que en forma aritmética de ahí que la variable natural de abundancia puede situarse sobre una escala logarítmica mas que en una lineal, así mismo lo común o raro de

una especie es un aspecto relativo, podría decirse que una cierta especie es tantas veces más común o mas rara que otra. De esta manera se constituyo

la distribución especie-abundancia agrupando los datos en "octavas" o grupos situados sobre una escala log2 de abundancia (Preston 1948).

En base a lo anterior el modelo toma la siguiente expresión:

$$S(R) = S_1 \exp(-a^2 R^2) \quad (19)$$

donde:

$S(R)$ = Número de especies en la R-ésima octava (=clase) a la derecha e izquierda de la curva simétrica.

S_o = Número de especies en octava modal.

$A = (2\sigma^2)^2$ = Amplitud inversa de la distribución.

- 1) Los índices de abundancia relativa de especies los cuales pretenden resolver la riqueza y la uniformidad en una expresión sencilla.

Magurran (1988) dice que están referidos como medidas de dominancia ya que se ponderan según la abundancia de las especies más comunes. McNaughton y Wolf (1979) mencionan que la abundancia puede ser apreciada desde dos puntos de vista; la abundancia relativa la que contribuye a la abundancia total y la abundancia absoluta definida por el número de individuos, biomasa o productividad.

De acuerdo a lo anterior existen dos índices que se expresan de la siguiente manera.

3.4.3.1.3. Índice de Diversidad de Shannon & Weiner (1994).

$$H = \sum p_i \ln p_i \quad (20)$$

donde:

P_i = Abundancia proporcional de la i-ésima especie: (n_i/N) .

$\ln = ^* 2.71828$

3.4.3.1.4. Índice de dominancia de Simpson (1949).

$$D = \sum p_i^2 \quad (21)$$

donde:

p_i = Abundancia proporcional de la i -ésima especie: (n_i/N)

3.4.3.2. Trabajos de Investigaciones Sobre Diversidad.

Heltshe y Forrester (1985) Compararon diferentes tamaños de sitios cuadrados para medir la diversidad mediante datos simulados, utilizando el índice de Brillouin y el de Simpson, encontraron que sitios cuadrados pequeños producen menos sesgo en el cálculo de diversidad con el índice de Brillouin que con el índice de Simpson.

En una investigación realizada los índices de Shannon y Simpson proporcionaron buenas estimaciones para el número de especies presentes

pero ignoran las especies raras o con muy poca abundancia (Hill 1973).

Tatoni y Roche (1994) estudiaron la diversidad de especies y cambios de vegetación (sucesión secundaria) mediante el índice de Shannon concluyeron que la vegetación es controlada por las especies de árboles dominantes. Gimaret y Pélissier (1998) estudiaron el efecto del tamaño y tipo en el diversidad de especies en árboles de bosques de la India haciendo comparaciones con el índice de Shannon y Simpson concluyendo que el segundo es afectado fuertemente por la aparición de especies raras que por el incremento en el área de muestreo.

Los trabajos que se han realizado en México han sido relativamente pocos entre los que se encuentran Rodríguez (1994) analiza la fitodiversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco a través de las metodologías citadas por Magurran (1988). Romero (1999) analiza la diversidad y la abundancia en una fracción del matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México. Torres (2000) analiza la estructura de diversidad de un bosque de pino-encino en una fracción de la Sierra Madre Oriental mediante el índice de Shannon y Simpson. Perez (2000) analiza la caracterización dasométrica de la vegetación arbórea del parque Ecológico de Chipinque mediante el índice de Shannon y Simpson. Guerra y Navar (2000) evalúan las poblaciones de vegetación riparia, insectos y peces de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México a través de índices de diversidad y modelos de abundancia. Baca (2000) analizó la estructura del bosque de pino encino en una fracción de la Sierra Madre Oriental.

3.6. Muestreo.

Romahn et al., (1994) define muestra como una parte de una población, por ejemplo en un bosque de 100 ha la población la forma el bosque que cubre las 100 ha y la muestra sería el bosque que cubre 1, 2, 3 o más hectáreas. Muestreo es el arte de tomar una o más muestras de la población, o sea tomar un grupo de unidades de la población (Husch et al., 1982; Wenger, 1984). Unidades de muestra equivale a la unidad de registro, puede ser: Rodales, sitios de área fija, fajas o puntos de muestreo, el total agregado de estas unidades de muestreo constituye la población y el grupo

de unidades elegidas para medirse constituye la muestra (Husch et al., 1983; Wenger, 1984; Romahn et al., 1994).

3.6.1. Procedimientos de Muestreo.

Generalmente hay dos tipos de muestreo son el sistemático y al azar esto se refiere al modo de seleccionar la muestra de la población bajo estudio. En el muestreo sistemático cada parcela representa una porción igual del área total de muestreo y se toma sistemáticamente de la población, en líneas, franjas, transectos, etc. La distancia entre muestras es generalmente similar. Este tipo de muestreo tiene sus ventajas en poblaciones simples sin mezcla de especies y distribuidas uniforme o regularmente en el espacio.

El segundo tipo es el muestreo aleatorio en donde cada unidad de muestra tiene igual oportunidad de ser seleccionada (Pieper 1973). Generalmente la distancia entre muestras es una variable aleatoria.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

También existe una técnica de muestreo que se determina como selectiva y este depende prácticamente sobre la habilidad del observador. Para cualquiera de los procedimientos anteriores se pueden utilizar los siguientes métodos:

3.6.1.1. Sitios de Dimensiones Fijas.

Existen gran diversidad de formas y dimensiones que se utilizan principalmente como unidades de muestreo y pueden ser circulares, cuadrados y rectangulares. Las dimensiones utilizadas mas comúnmente en el inventario forestal posee dimensiones desde 0.01 hasta 0.1 ha.

3.6.1.2. Sitios de Dimensiones Variables.

Esta forma de muestreo fue desarrollado por el austriaco Walter Bitterlich (1948). En este método no se presenta una dimensión fija; lo que se llamaría sitios de dimensiones ideales, sino que la superficie de muestreo se adapta al ángulo arrojado, en relación a la masa arbórea y al diámetro de los individuos. Por este método de muestreo se determina el área basal por hectárea; incluyéndose todos los árboles que se encuentran en el ángulo del factor de medición. La distancia entre el árbol centro y el árbol vecino ha servido de radio para calcular el área circular y contabilizar las dimensiones

de los árboles que caen dentro de este círculo hipotético. De esta manera existen sitios con dimensiones variables entre sitio y sitio porque las distancias entre árboles se pueden considerar como una variable aleatoria.

El método de dimensiones variables proporciona buenos resultados para rodales homogéneos, para poblaciones heterogéneas como la mayoría de nuestro bosques naturales, el método produce resultados sesgados (Ruiz 1982; Graciano 2001).

3.6.1.3. Formas de la Unidad de Muestra.

En cuanto a la forma Viant (1991) y Lamprecht (1990) recomiendan para bosques de latifoliadas la utilización de sitios de dimensiones fijas en forma cuadrada o rectangular ya que proporcionan buena información y los límites pueden ser definidos de una mejor manera. Para bosques templados de coníferas se ha utilizado convencionalmente sitios de dimensiones circulares desde 0.05 hasta 0.1 ha. Williams (1991) comparó tres esquemas de muestreo de dimensiones fijas, puntos de muestreo y muestreo lineal, mediante un sistema de simulación de parcelas se encontró que en orden de importancia los puntos de muestreo y luego el muestreo lineal, resultaron más eficientes que el muestreo de dimensiones fijas para las primeras cuatro clases diamétricas.

El muestreo de un área se lleva a cabo definiendo la unidad de muestra. El muestreo como herramienta al realizar un inventario forestal

inicia al dividir el área, en pequeñas porciones de superficie a las que se les conoce como sitios existen varias formas de establecer las unidades de muestra empleando esquemas aleatorios, sistemáticos, una combinación de ambos, multietapas, etc. (Husch et al. 1982). La determinación del tamaño más eficiente de unidades de muestra es un problema estadístico. Por esta razón, los estudios de eficiencia deberán de incluir tanto el costo, la precisión del muestreo y el tamaño de la unidad de muestra.

3.6.1.4. Tamaños de las Unidades de Muestra.

Mesvage y Grosenbaugh (1956) indican que se le considera un muestreo óptimo cuando su eficiencia es máxima. El tamaño óptimo de la unidad de muestra puede variar de un área a otra, dependiendo de las distribuciones, la agrupación de los árboles y de los costos. Spurr (1951) y Romahn et al. (1994) indican que las unidades de muestra circulares son las más utilizadas en forma general en aquellas zonas con pendiente pronunciada y después los rectangulares y posteriormente los cuadrados para las partes planas. Villa (1973) menciona que para elegir un tamaño de unidad de muestra adecuado se deben de tomar en consideración lo estadístico como lo práctico, la complejidad para la delimitación, tiempo a emplear en obtención de datos y costos. Las unidades de muestra a medida que aumentan sus dimensiones la muestra se amplía menos, su eficiencia, precisión y costos mejoran pero también se hace más difícil su establecimiento.

Los tamaños de las unidades de muestra deben de considerar un área que contenga de 20 a 30 árboles, de acuerdo al tipo de vegetación, pero indica que lo más común es el de 0.1 ha. para árboles maduros y .08 a .04 ha. para arbolado joven (Spurr 1951). Finalmente de acuerdo con la práctica se ha determinado que la superficie del tamaño de la unidad de muestra más común varía de 500 a 1250 m².

La determinación del tamaño óptimo de sitios de muestreo para fines de inventarios forestales es un problema que ha preocupado desde hace

mucho tiempo a los dasónomos. (Bartlett 1984 en Bonham, 1987) menciona que el muestreo de parcelas cuadradas son más eficientes para estimar la densidad. Caballero (1970) realiza una evaluación de cuatro tamaños de sitios circulares en inventarios, lleva a cabo una revisión de literatura de las principales investigaciones de tamaños de parcela en países desarrollados, entre los principales son: en Finlandia; Nyssonen y Vuokilanm (1963) concluyen que sitios de 200 y 300 m² fueron más eficientes, en investigaciones al respecto agregan que en bosques de gran arbolado, sitios más grandes de muestreo de los que se usan para bosques jóvenes son más eficientes.

El cuarto inventario forestal nacional finlandés se realizó con sitios de 300 m². Kansas (1959) sugiere sitios de 100 a 200 m². Kuusela (1960) recomienda sitios de 500 m² para la zona norte y 300 m² para zonas sur donde se distribuye *Pinus sylvestris*. En Noruega, Stridsberg (1956 en

Taksering, 1991), mencionan que los sitios de 200m² son los más eficientes, aunque para el inventario nacional forestal nacional se utilizan sitios de 100m² (Taksering, 1991). Strand (1963) elaboró un trabajo aplicable a las condiciones de Noruega donde señala el efecto del tamaño del sitio sobre la exactitud de inventarios forestales, concluye que el tamaño del sitio tiene relativamente poca importancia sobre la variación entre rodales, por lo que, a medida que la variación entre rodales es mayor, menor es el error al aumentar el tamaño de sitio. En Alemania, Prodan (1955;1958) se inclina por los sitios de 1000m².

En Estados Unidos, importantes investigaciones recomiendan sitios relativamente pequeños para inventarios forestales. En Minnesota y Michigan se han utilizado sitios de 800m^2 (Cunningham et al, 1960; Fienell et al, 1960); en Kansas, se utilizaron sitios circulares de radios variables (Chase y Strickler, 1968) y en Arkansas sitios de 405m^2 (Hedind y Earles, 1969).

Rodriguez, (1998) menciona que el tamaño de sitio que se utiliza en México es de 1000m^2 en el inventario forestal. Caballero (1970) recomienda que se utilicen sitios de 500m^2 y de 750m^2 . Observaciones estadísticas realizadas por Graciano (2001) indican que se requieren sitios de 1200m^2 para caracterizar adecuadamente el volumen y área basal. Estas dimensiones aumentan a medida que la mortalidad selectiva de arbolado incrementa la variación espacial.

Camacho (1996) realizó un trabajo sobre la optimización del inventario forestal para *Pinus hartwegii* en el sur de Nuevo León donde encontró que las unidades de muestra menores a los 1000m^2 pueden presentar alta eficiencia y recomienda las dimensiones de 500m^2 . En un trabajo de inventarios en Finlandia se probaron diferentes dimensiones de unidades de muestra utilizándose líneas dentro de rodales constituidos por arbolado pequeño concluyeron que sitios de dimensiones de 200m^2 fueron los más eficientes así como los de 300m^2 (Ilvessalo 1935 citado por Nyyssonen et al 1963). Strand (1963) recomienda sitios de 100m^2 para Noruega ya que

indica la variación entre rodales es mayor, menor será el decremento del error al aumentar el tamaño de los sitios.

3.7. Crecimiento.

Se define como el aumento integro y gradual en biomasa, producto de la actividad biológica del individuo (Zepeda, 1983). El estudio del crecimiento de las masas forestales es un tema que suscita gran interés, especialmente por su relación con las predicciones del incremento y rendimiento (Cuevas, 1992). Husch et al., (1982) define al crecimiento o incremento como los cambios en las dimensiones de los árboles que ocurren en el tiempo que representan un elemento fundamental en el manejo forestal.

El crecimiento acumulado de un árbol individual o de una masa forestal se ajusta a una curva de forma sigmoide (Husch et al., 1982; Clutter et al., 1983). En este comportamiento influye su constitución genética y el medio ambiente que lo rodea. La primera fuente de variación determina la respuesta del árbol dado por las características heredadas de sus progenitores. La segunda fuente de variación se debe a los diferentes ambientes que se presentan tanto espacial como temporalmente. El ambiente se caracteriza por las variaciones en los nutrientes, la precipitación debajo de las copas o los balances hidrológicos, las relaciones ecológicas entre los vecinos, la resistencia a plagas, enfermedades, etc.

3.7.1. Modelos mas Utilizados en la Predicción de Incrementos.

Los cambio en las dimensiones de un organismo o una población con la edad son descritas con las ecuaciones de crecimiento (Zeide, 1993). El incremento en las dimensiones sigue alguna vez la forma de una curva sigmoide. En principio esta curva es cóncava y a medida que avanza la edad se vuelve convexa. En la actualidad existen numerosos modelos disponibles para predecir este comportamiento tales como: Chapman-Richards, Levakovik I, Levakovik III, Weibull, Logístico, Gompertz, Sloboda (Zeide, 1993) los que tienen como objetivo básico el desarrollo de funciones de productividad.

El modelo logístico de Verhulst (1838) ha sido aplicado para representar el crecimiento de árboles, esta y algunas otras han sido utilizadas para representar el patrón de crecimiento en altura, diámetro, área

basal, volumen de árboles individuales o rodales completos (Zeide, 1993).

Los principales modelos que describen la forma sigmoide del crecimiento de un árbol o una masa forestal son:

Hossfel IV
$$y = t^c / (b + t^c / a) \tag{22}$$

Gompertz
$$y = ae^{-be^{-ct}} \tag{23}$$

Logístico
$$y = a / (1 + ce^{-bt}) \tag{24}$$

Monomolecular $y = a(1 - ce^{-bt})$ (25)

Bertalaffy $y = a(1 - e^{-bt})^3$ (26)

Chapman- Richards $y = a(1 - e^{-bt})^c$ (27)

Levakovic I $y = a(t^d / (b + t^d))^c$ (28)

Levakovic III $y = (t^2 / (b + t^2))^c$ (29)

Korf $y = ae^{-bt}$ (30)

Weibull $y = a(1 - e^{-bt^c})$ (31)

Yoshida I $y = at^d / (b - t^d) + c$ (32)

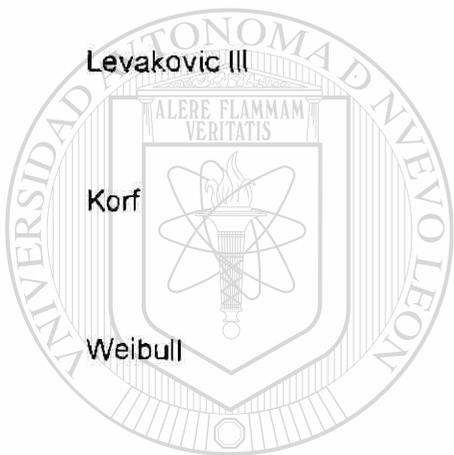
Sloboda $y = ae^{-be^{a^d}}$ (33)

Donde

Y = altura, diámetro, o volumen del árbol o rodal forestal.

T = edad

A, b, c y d = parámetros de las ecuaciones.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

3.7.2. Modelos de Predicción del Crecimiento por Unidad de Tiempo.

Los modelos que predicen la curva sigmoide del crecimiento acumulado por unidad de tiempo se clasifican en: a) al nivel del rodal, b) al nivel de clases y c) al nivel de árboles individuales (Clutter et al., 1983; Vanclay 1994). Los modelos al nivel de árboles individuales pueden ser dependientes o independientes de la distancia (Vanclay 1994).

3.7.3. Modelos al Nivel del Rodal.

Los modelos al nivel del rodal predicen el crecimiento del conjunto de árboles dentro del rodal, utilizan variables al nivel de la masa, como por ejemplo densidad, volumen por superficie, el área basal, etc. Algunos modelos que describen la forma sigmoide del crecimiento incluyen funciones ponderadas por la calidad del sitio o potencial productivo y el crecimiento en

área basal (Clutter 1983; Zepeda y Acosta 2000; Maldonado-Ayala 2001).

Dentro de este tipo de modelos destacan aquellos que contienen la forma

clásica propuesta por Clutter (1983), como sigue:

$$\ln(V) = a + b_1 IS + AB + b_2 E \quad (34)$$

donde:

V = volumen en m³ ha⁻¹

IS = índice de sitio en m

AB = área basal en m² ha⁻¹

E = edad en años

b_1, b_2, b_3 = parámetros estadísticos.

Con este modelo, el área basal e índice de sitio generalmente se predicen con otras ecuaciones. Dentro de las ecuaciones mas ampliamente aceptadas para el área basal por la comunidad científica destacan aquellos que se encuentran en función de la edad, como sigue.

$$\ln(AB) = (E_1, E) * \ln(AB_1) + c1 * (1 - (E/E_1)) \quad (35)$$

donde:

AB = Área basal presente en $m^2 ha^{-1}$.

E = Edad presente o actual en años.

AB₁ = Área basal del periodo pasado.

E₁ = Tiempo en años del periodo pasado.

El índice de sitio generalmente se estima por medio de modelos anamórficos o polimórficos y su teoría se basa en relacionar la altura que alcanzan los árboles dominantes a una edad base. Este procedimiento define indirectamente la productividad del sitio. Los modelos que son más populares para la predicción de la altura de los árboles dominantes son aquellos desarrollados por Schumacher, Chapman-Richards, Weibull, etc.

Algunas variaciones de este ultimo tipo de modelos incluyen la predicción o recuperación de parámetros de las distribuciones diamétrica. Para este propósito la función de Weibull se ha empleado para el ajuste de

curvas de crecimiento biológico, así como para determinar el crecimiento y rendimiento de árboles y masas forestales (Ek y Monserud 1974).

Navar (1999) indica que la distribución Weibull ha sido introducida por Waloddi Weibull (Devore, 1987) fue propuesta para múltiples aplicaciones. Wenger (1984) y Vanclay (1994) describen ejemplos de su aplicación para proyectar las estructuras diamétricas con el propósito de estimar el crecimiento forestal.

3.7.4. Modelos al Nivel de Árboles Individuales.

Estos modelos se basan en la predicción del crecimiento individual de cada uno de los árboles que componen la masa forestal. Estos pueden o no considerar factores de competencia y por ende se denominan dependientes o independientes de la distancia (Vanclay, 1994). Martin y Ek (1984) y Biging

y Dobbertin (1992) expresan que el crecimiento por modelos empíricos deben incluir factores de competencia entre individuos. Los factores de competencia generalmente se estiman a partir de distancia, las características dasométricas de árboles vecinos y crecimiento radial, en altura o en volumen. Estos índices generalmente incrementan la varianza explicada en el incremento y rendimiento de árboles individuales y masas forestales.

Martin y Ek, (1984) mencionan que los modelos de árboles individuales pueden ser empíricos si su poder descriptivo se basa en las correlaciones

observadas entre la variable dependiente y las independientes o predictoras, o semi empírico si su poder descriptivo se deriva tanto de las correlaciones observadas como de suposiciones teóricas acerca del comportamiento biológico del crecimiento y rendimiento de los árboles individuales.

La competencia entre los árboles dentro de una población existe cuando la disponibilidad de recursos cae por debajo de la suma de los requerimientos de la población para el crecimiento óptimo (Brand y Magnussen, 1998). La competencia se da sobre y debajo del suelo, en diferentes zonas. Por ejemplo, sobre la superficie del suelo, la competencia se da por el espacio individual ocupado por cada árbol (Stiell, 1970). El espacio puede ser definido geométricamente a través de un crecimiento potencial libre de competencia y aquel dado por la presencia de competidores. Sin embargo, la competencia debajo del suelo, entre las raíces es mas difusa y difícil de predecir. Aunque existen avances notorios

en la fisiología de árboles, como respuesta a la competencia, aun existen muchas fuentes de variación sin explicar totalmente.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

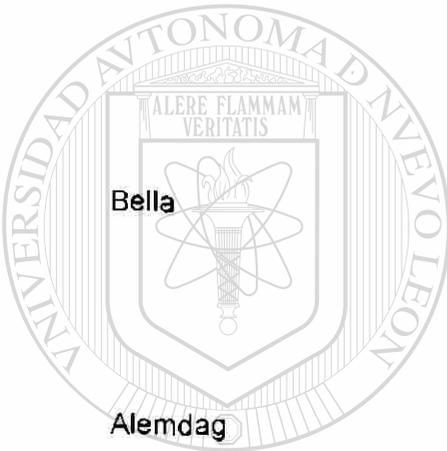
Wensel et al.,(1987) y Biging y Dobbertin (1992) mencionan que el desarrollo de modelos de crecimiento se basaron en el paradigma que el crecimiento es igual al crecimiento potencial, asumiendo un libre desarrollo del árbol, reducido por competición.

Biging y Dobbertin (1992) utilizaron varios índices de competencia en sus modelos para determinar la capacidad de predicción en el crecimiento

en altura y diámetro de árboles individuales, los cuales a continuación se mencionan:

Hegyí
$$H = \sum_{i,j} e_{ij} D_i \left(\frac{D_j}{Dist_{ij}} + 1 \right) \quad (36)$$

Martin-Ek
$$ME = \sum_{i,j} e_{ij} \frac{D_j}{D_i} e \left[\frac{16 Dist_{ij}}{D_i + D_j} \right] \quad (37)$$



$$B = \sum_{i,j} e_{ij} \frac{O_{ij} + D_j}{Z_i D_i} \quad (38)$$

$$A = \sum_{i,j} e_{ij} \left\{ \frac{Dist_{ij} D_j}{D_i + D_j} \right\}^2 \frac{D_j}{Dist_{ij}} \sum \left(\frac{D_j}{Dist_{ij}} \right) \quad (39)$$

D_i = DBH árbol origen i

D_j = DBH árboles competidores ($j \neq i$)

$Dist_{ij}$ = Distancia del árbol origen i al competidor j .

e_{ij} = Factor de expansión lineal.

O_{ij} = zona de influencia promedio de la copa del árbol origen al árbol competidor.

Z_i = Proyección del área de la copa(zona de influencia) del árbol origen i .

El uso de índices de competencia en la predicción del crecimiento ha seguido tres vías:

- 1.- Algunos autores consideran el incremento en diámetro que es una función del crecimiento en diámetro de un árbol en condiciones abiertas reducido por competencia (Newnham 1975; Lee 1967 y Arney 1972; Daniel y Burkhardt 1975).
- 2 - Otros han utilizado el índice de competencia en ecuaciones de regresión junto con otras variables independientes para predecir incrementos en diámetro (Bella 1973; Gerrard 1969; Keister 1971; Moore y Budelsky 1973; Daniels y Burkhardt, 1975).
- 3.- Se genera estocásticamente el incremento en diámetro a partir de una distribución diamétrica, habiéndose utilizado para ello la distribución de Bertalanffy, con parámetros expresados como una función del diámetro normal de un índice de competencia y del índice de sitio (Hatch 1971; Daniels y Burkhardt 1975).

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



Un modelo se define como una expresión matemática de la relación entre variables las cuales pueden ser explicadas lógicamente, mientras que un modelo biológico es una expresión adicional de una hipótesis lógica concerniente a los procesos de crecimiento biológico (Acosta, 1991). La ventaja de un modelo es la síntesis de la información; un buen modelo reúne los hechos relevantes acerca de un sistema y los relaciona (junto con el error) de una manera válida para la lógica científica. Debido a que un modelo cuantifica las hipótesis que se encuentran dentro de él, también es un

vehículo de escrutinio y prueba de las aseveraciones sobre el sistema (Graham et al., 1986).

Al paso del tiempo, los modelos han sido desarrollados de la siguiente manera (Ek 1975; Zepeda 1990).

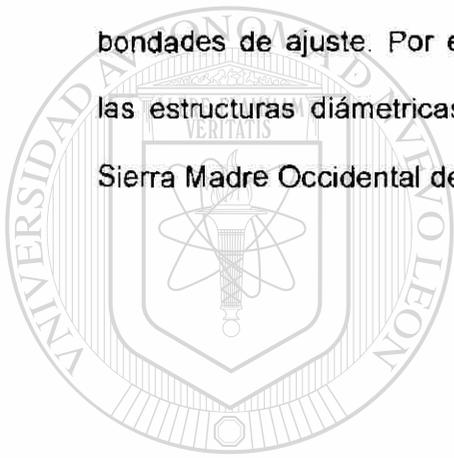
- 1.- Funciones de crecimiento y metodologías tradicionales de construcción de tablas de rendimiento.
- 2.- Ecuaciones diferenciales.
- 3.- Procedimientos estocásticos.
- 4.- Métodos distribucionales.
- 5.- Modelos de simulación del árbol individual.

Algunas investigaciones sobre crecimiento de árboles y masas forestales.

Maldonado-Ayala y Nívar (2002) realizaron el ajuste de la distribución Weibull a las estructuras diámtricas de plantaciones de pino en Durango México en donde mencionan que el ajuste y predicción mostró buena precisión, demostrada por las pruebas de bondad de ajuste para los rodales utilizados en el ajuste y validación, respectivamente. Por esta razón, se recomiendan de manera preliminar las estructuras diámtricas de los bosques plantados de *Pinus*.

Nívar y Contrerasl. (2000) compararon seis procedimientos de estimación de parámetros de la distribución Weibull aplicada a la distribución

probabilística de las estructuras diámétricas en rodales irregulares en el Edo. de Durango, México. ajustaron los parámetros de la distribución Weibull a las estructuras diamétricas de rodales irregulares de pino en Durango, México y los modelaron por diferentes técnicas para bosques naturales. El método de máxima verosimilitud de dos parámetros utilizado para ajustar la distribución Weibull a la estructura diámetrica de nueve rodales irregulares y mezclados (*Pinus-Quercus-Juniperos*) resulto con parámetros menos variables, más eficientes, menos insesgados y con una de las mejores bondades de ajuste. Por esta razón se recomienda aplicarlo para modelar las estructuras diámétricas de los bosques irregulares y mezclados de la Sierra Madre Occidental de Durango, México.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPITULO 4

MATERIALES Y METODOS

4.1. Descripción del Área de Estudio

4.1.1. Localización.

El presente trabajo se realizó en el Predio el Encinal fracción II que se encuentra en la Sierra de San Carlos que se localiza en el centro-norte del estado de Tamaulipas, se ubica entre los 24° 30' y 25° 00' de latitud norte y los 99° 30' y 99° 15' de longitud oeste. Cubre una superficie aproximadamente de 1422.6 km² SPP (1982).

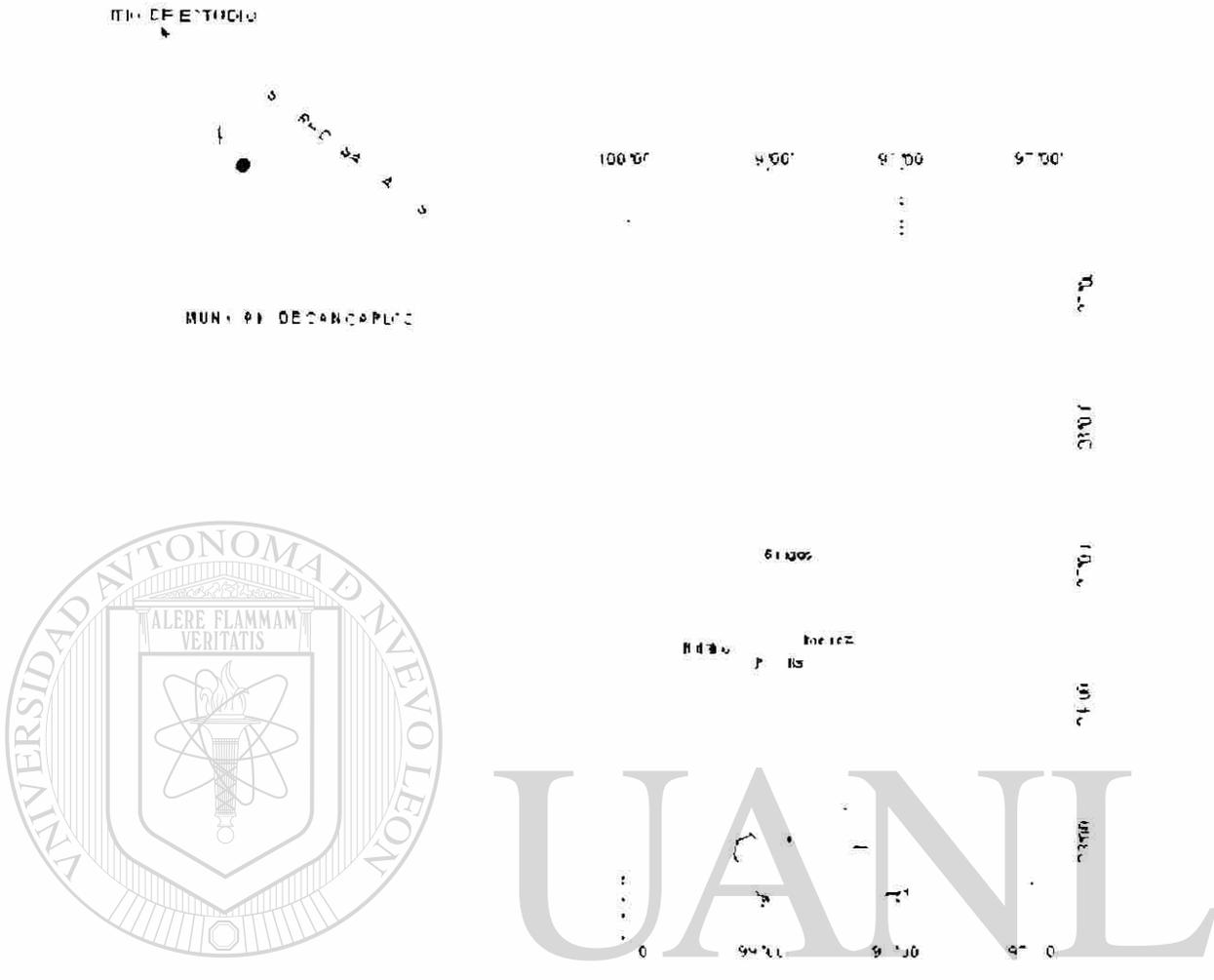


Figura 2.- Localización del área de estudio.

4.1.2. Fisiografía.

El área de estudio se encuentra localizada en la discontinuidad de la Sierra de San Carlos que se ubica dentro de la subprovincia de la Llanura Costera del Golfo Norte. La topografía del área en su mayoría es abrupta y accidentada, las cañadas y pendientes son pronunciadas con altitudes que varían entre 800 y 900 msnm SPP (1982).

4.1.3. Geología y Suelos.

En el área de estudio predomina la geoforma de estratos plegados de caliza y lutita con rocas sedimentarias del periodo terciario. Los suelos que predominan son una asociación de litosoles con feozem háplico y una textura media. En las partes altas se localizan suelos someros y presentan roca casi desnuda. En las partes mas bajas se presentan los feozem háplico que son suelos poco profundos de textura media de color pardo oscuro de fertilidad moderada y bastante susceptibles a erosionarse SPP (1982).

4.1.4. Tipo de Clima.

Según Koppen, modificado por García (1987) el clima del área se clasifica dentro del grupo de climas templados (C) subgrupo de climas sub-húmedos con lluvias en verano (A) C (W) con una temperatura promedio de

20 a 24 °C con una precipitación promedio anual que fluctúa entre 717.3 a 1058.8 mm INEGI (1986).

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

4.1.5. Obtención de Datos.

Para este caso se seleccionó un área con características representativas de este tipo de vegetación que corresponde a *Quercus - Pinus* se delimitó una parcela, con una superficie de 22,500 m² (150 x 150 m por lado), a su vez se delimitaron 25 subparcelas de 900 m² (30 x 30 m) figura 3, y en estas fueron ubicadas un tercer nivel de parcelas (36) de 25 m² (5 x 5 m) figura 4.

Esta delimitación de parcelas en tres niveles y la enumeración de cada uno de los árboles que se encuentran dentro, nos permitió censar la población, obteniendo un control adecuado de su ubicación espacial (mapeo).

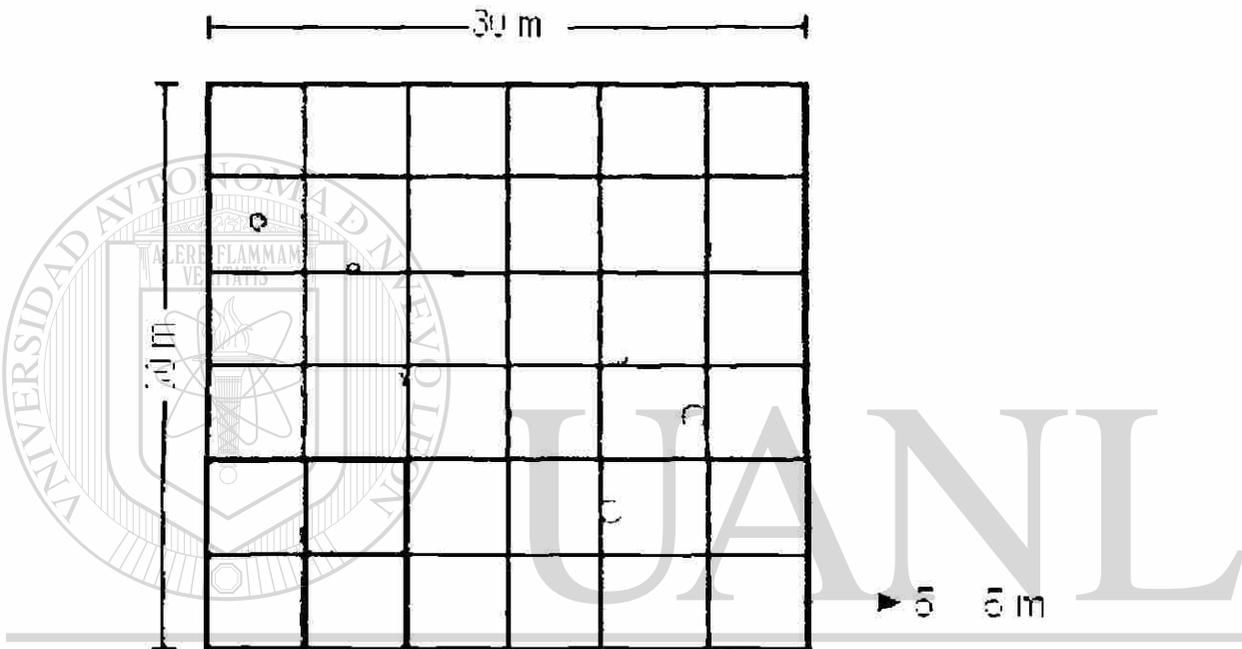


Figura 3.- Área de 30 x 30 m (900 m²) así como la delimitación de la cuadrícula de 5x5 m (25m²) y la ubicación de cada uno de los árboles.

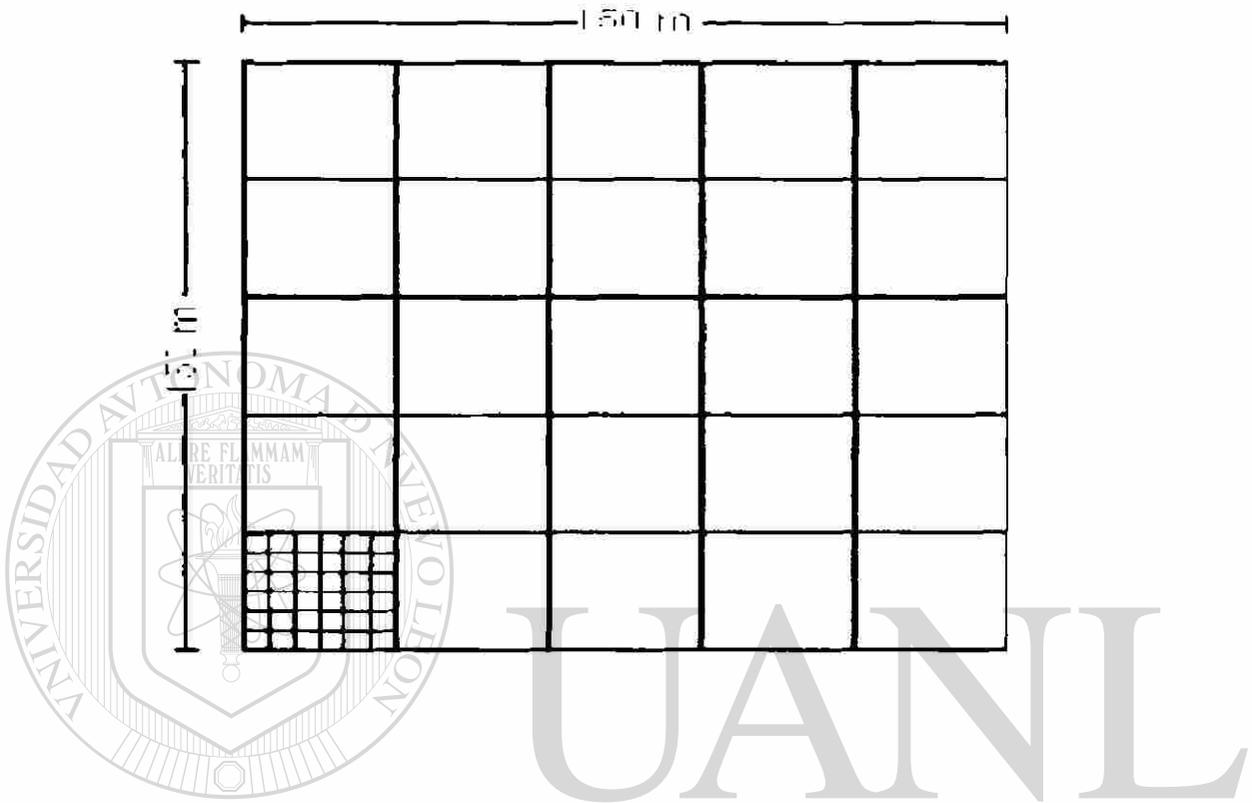


Figura 4. Parcela de 2.25 hectáreas así como los cuadrantes de 30 x 30 m (900 m²) y los cuadrantes de 5 x 5 m (25 m²).

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Para la captura de los datos en campo se elaboró un formato en donde se contemplan los siguientes parámetros.

ARBOLADO.

Especie.

Diámetro a 1.30 m.

Diámetro de la base del árbol.

Altura total.

Ing. Winston Juárez Sánchez

Altura del fuste limpio.

Cobertura de copa.

Edad.

Incremento

REGENERACIÓN.

Especie.

Diámetro de la base.

Altura total.

Número de verticilos. (Pino)

Edad. (Pino)

Daños.

EQUIPO DE MEDICIÓN Y MATERIAL UTILIZADO.

Forcípula.

Pistola haga.

Taladro de pressler

Brújula.

Cinta métrica.

Carta de INEGI.

*Papel milimétrico.

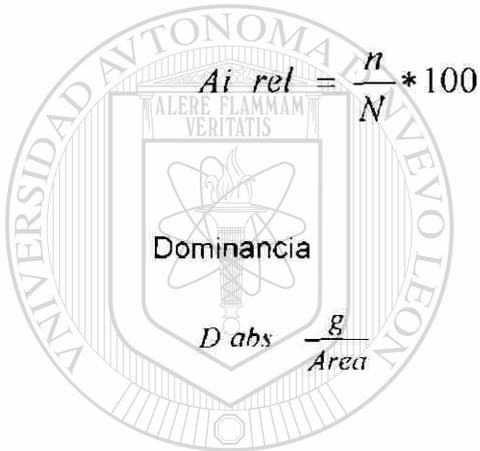
4.1.6. Análisis de la Información.

4.1.6.1. Dasometría Estructural.

Abundancia (Densidad).

$$A_{abs} = \frac{n}{Area} \tag{40}$$

Indicador



$$A_{i\ rel} = \frac{n}{N} * 100 \tag{41}$$

UANL

(42)

Indicador

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

$$D_{i\ rel} = \frac{g}{G} * 100 \tag{43}$$

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

4.1.6.1.1. Estimación del Volumen. El volumen para el genero *Pinus pseudostrobus* fue estimado a través de la ecuación de reportada por Tapia y Navar (1998).

$$V = ((1.344765) + 1.930219 * Ln(D) + 1.122547 * Ln(H)) \tag{44}$$

Para calcular el volumen del género *Quercus* se utilizó la ecuación reportada por Müller-Using (1994):

$$\text{Log. } V = -8.26525 + 2.34623(\text{Log. } DN) \quad (45)$$

4.1.6.2. Metodología para el Análisis de la Ecología de las Especies.

Respecto a las relaciones ecológicas interespecíficas e intraespecíficas están basadas en los siguientes análisis:

Asociación entre especies reportada por Franco et al., (1989), la distancia entre los árboles se obtuvo mediante la siguiente fórmula (Návar, 1999) figura 5:

$$D = \sqrt{(Y_2 - Y_1)^2 + (X_2 - X_1)^2} \quad (46)$$

donde:

D = distancia más cercana entre árboles.

Y1 = Primera coordenada del árbol A.

Y2 = Segunda coordenada del Árbol B

X1 = Primera coordenada del árbol A.

X2 = Segunda coordenada del árbol B.

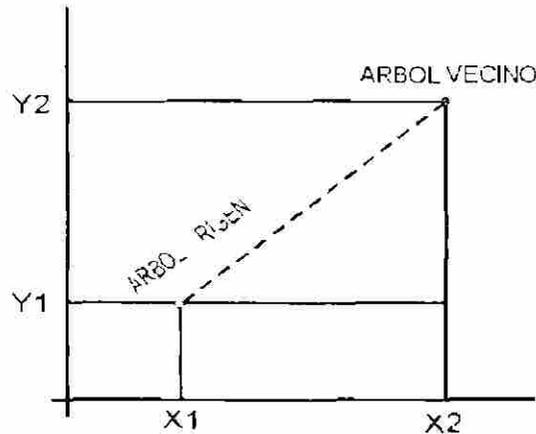


Figura 5.- Representación de la forma de obtener la distancia del árbol origen al árbol vecino.

Con esta información se calcularon una serie de índices basados en las distancias relativas entre árboles, mezcla de especies y rumbos. Dentro de los índices basados en las distancias se encuentran: a) el índice de Fisher et al., (1992), b) el índice de distancias (punto-árbol, árbol-árbol), c) el índice de Hopkins y Skellam, d) el índice de Byth y Ripley, e) el índice de batchelker, f) el índice de Holgate, g) el índice de Hegyi, h) el índice de Martín y Ek, h) el índice de Bella, i) el índice de Alemdag, j) el índice de mezcla de especies.

Dentro de los índices estructurales dimensionales se estimaron: a) el índice de diferenciación diamétrica, b) el índice de diferenciación en alturas y c) el coeficiente de homogeneidad. El conjunto de estas ecuaciones se describen en la revisión de literatura. La mayoría de estos índices se calcularon separadamente cuando existían árboles vecinos de la misma especie (pino-pino) y de diferente especie (pino-encino). Con esta información se extrajeron conclusiones adicionales sobre la ecología de estas especies.

4.1.6.3. Metodología para el Análisis del Muestreo.

Metodología para estimación de áreas a muestrear para variables dasométricas al nivel del rodal y para el muestreo de la diversidad-abundancia:

En la figura 6 se muestra la forma de realización del muestreo en donde se utilizaron diferentes dimensiones de unidades muestra 10 x 10 (100 m²), 20 x 20 (400 m²), 40 x 40 (1600 m²), 80 x 80 (6400 m²) y la parcela total de 150 x 150 m² (2.25 Ha).

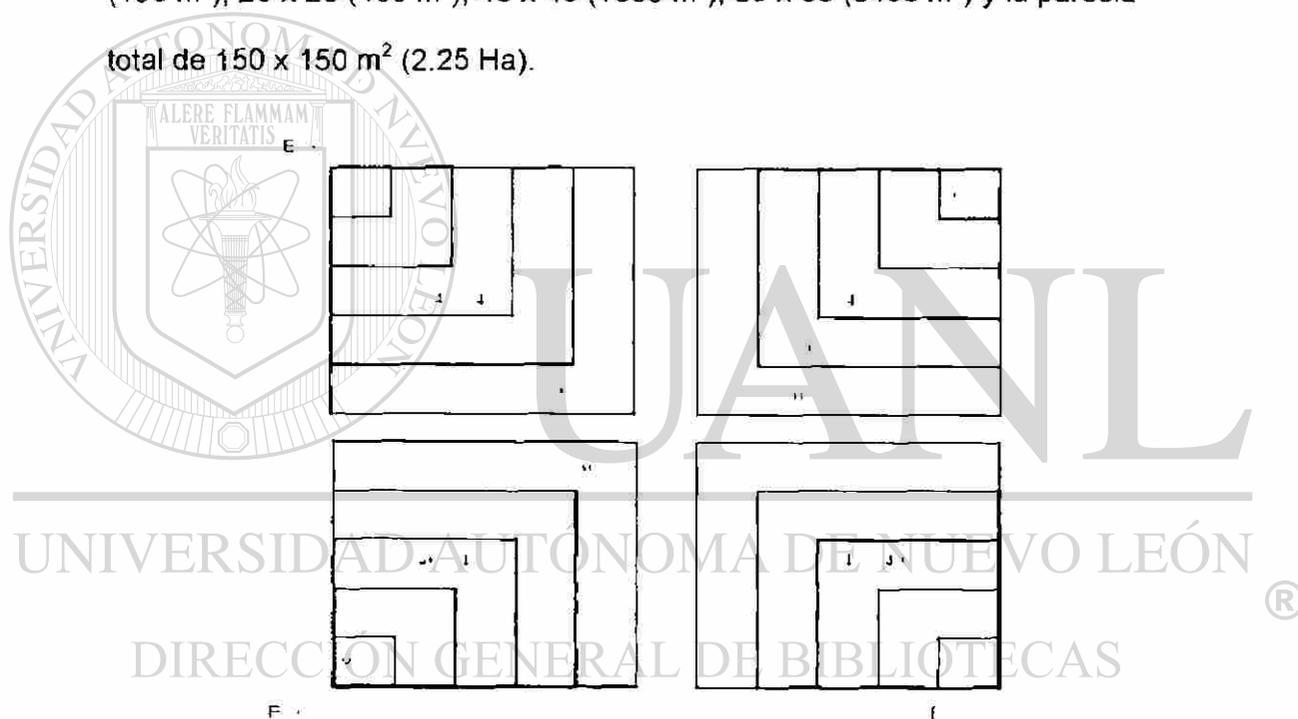


Figura 6 .- Esquema de las dimensiones de las unidades de muestra.

Primero se trazaron las unidades de muestra por la esquina 1 como lo muestra la figura 6 y posteriormente se pasó a la esquina 2, 3 y finalmente la 4. Se calcularon las variables dasométricas área basal, volumen y biomasa para cada cuadrante y extrapolada a la hectárea. También se estimaron los

índices de diversidad (riqueza de especies, Margalef y Menhinick), los índices de abundancia relativa (Shannon, McIntosh, Berger–Parker, Simpson y Brillouin) y los modelos de diversidad abundancia (Barra Rota, Serie Geométrica, Serie Logarítmica y Modelo Log Normal). Nótese que se tienen cuatro cuadrantes de cada dimensión (10x 10; 20x20; etc).

Por este sistema se estimaron los promedios, desviaciones estándar e intervalos de confianza. El promedio universal de cada parámetro fue considerado al nivel de toda la parcela y los estimadores de los cuadrantes los promedios de la muestra. Los intervalos de confianza proveyeron información sobre la cercanía o alejamiento de los parámetros de las muestras del promedio universal. Se modelaron con regresiones cuadráticas las tendencias de los promedios o de los intervalos de confianza para extraer información sobre las dimensiones adecuadas para inventariar los bosques por alguna parámetro de diversidad-abundancia o variables dasométricas.

4.1.6.4. Metodología para el Análisis del Crecimiento.

La información utilizada se registró de una parcela de 2.25 Ha donde se censó todo el arbolado de Pino. A cada uno de los árboles se le midió el diámetro a 1:30 m, altura total, altura del fuste limpio y cobertura

Distribución Weibull.

Maldonado y Návar (2002) indican que la distribución probabilística Weibull, como función de densidad probabilística (fdp) está dada por el modelo matemático siguiente:

$$P_x(x) = \alpha (x - \varepsilon)^{\alpha - 1} (\beta - \varepsilon)^{-\alpha} e^{-\left[\frac{x - \varepsilon}{\beta - \varepsilon} \right]^\alpha} \quad (47)$$

y como función de densidad acumulada (fda) por el modelo (Haan, 1986)

$$P_x(x) = 1 - e^{-\left[\frac{x - \varepsilon}{\beta - \varepsilon} \right]^\alpha} \quad (48)$$

donde:

$P_x(x)$ = Probabilidad de la variable aleatoria x

$\alpha, \beta, \varepsilon$ = Parámetros de forma, escala y posición.

e = antilogaritmo de la variable x

El crecimiento en diámetro de los árboles del género *Pinus* se predijo

con el auxilio de los índices de competencia de Hegyi, Martín-Ek, Bella, índice del área de copa transversal, volumen de la copa, área superficial de

la copa. Estos índices fueron relacionados con el crecimiento dado por el tiempo de paso, que es el periodo de tiempo que tarda un árbol en pasar de

una categoría diamétrica a otra. También se usó como variable dependiente el incremento en diámetro de los últimos cinco años. Los modelos fueron

corridos en el programa estadístico (1998) SAS con el procedimiento paso inteligente para árboles cuyos vecinos fueron del mismo género y para

árboles cuyos vecinos fueron de diferente especie.

CAPITULO 5

RESULTADOS

5.1. Características Dasométricas.

Se encontró una comunidad arbustiva y arbórea compuesta por cuatro poblaciones las que corresponden a los siguientes géneros. *Pinus*, *Quercus*, *Arbutus xalapensis*, *Sarsafras albidum* y *Populus* sp. (Fig. 7). La composición de este tipo de vegetación está integrado por un total de 688 individuos arbóreos, 173 árboles que corresponden al *Pinus* (fig 7) lo que equivale al 25.15 %, 457 individuos del *Quercus* equivalentes al 66.42 % del total de la población (Fig. 9), las demás (3) especies integran un 8.43 %. Con estos resultados este tipo de vegetación es clasificado como Encino-Pino según INEGI (1994).

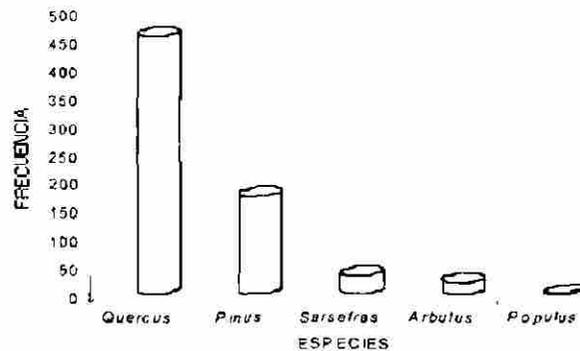


Figura 7.- Distribución de la frecuencia por especie en las 2.25 hectáreas.

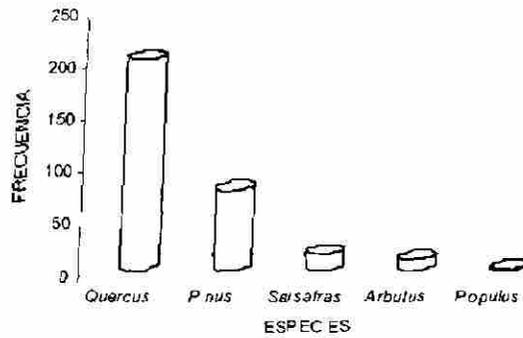


Figura 8.- Distribución del arbolado / especie / hectárea.

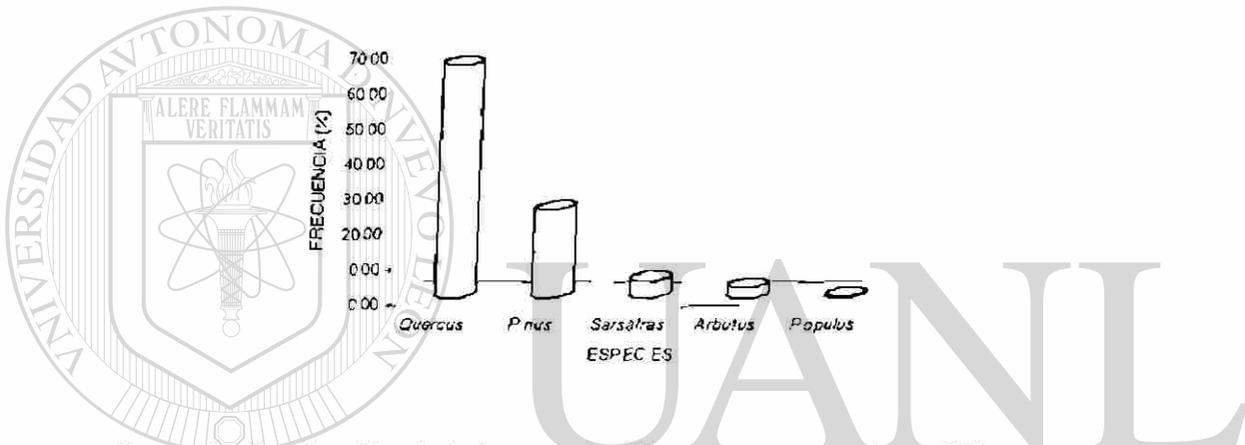


Figura 9.- Distribución de la frecuencia (%) por especie en las 2.25 hectáreas.

En relación a la proporción por hectárea se tienen 203 arboles de Encino y 77 de Pino para las otras tres especies suman 26 individuos (*Sarsáfras*, *Arbutus* y *Populus*).

Para el género *Pinus* la distribución de los diámetros se comportó de la siguiente manera, para una población de 173 árboles presenta una media de 45.90 cm en donde se distribuye el promedio de los diámetros en un rango de ± 1.78 cm utilizando una confiabilidad del 95 %. La altura total tiene una media de 19.06 m y el promedio de alturas de la población se localizan entre los rangos de 18.54 a 19.58 m utilizando una confiabilidad del 95 %. En lo que

respecta al área basal la media por hectárea es 12.72 m^2 con un intervalo de confianza de 0.02 m^2 . La cobertura del área foliar del *Pinus* tiene una media de 51.69 m^2 encontrándose el promedio de coberturas de la población entre los rangos de 45.96 a 57.42 m^2 con una confiabilidad del 95 % (tabla 3).

En lo que se refiere a la edad, la población de pinos tiene una media de 81.47 años, con intervalos de confianza de 95% y van desde 78.3 hasta 84.64 años y la biomasa promedio es de 634.24 Kg, con un intervalo de confianza de ± 48.47 . Respecto al volumen la media es 135.70 m^3 rta con un intervalo de confianza de ± 10.93 (tabla 3).

Del género *Quercus* se aprecian algunas diferencias aun y cuando en número y densidad representaron una mayor cantidad de individuos registrados. Así tenemos que para una población de 457 árboles su media en los diámetros es de 24.73 cm con un intervalo de confianza de $\pm 0.72 \text{ cm}$. En la

altura total su media es 11.41 m con un intervalo de confianza de $\pm 0.27 \text{ m}$. El área basal presenta una media de 9.76 m^2 por hectárea y con un intervalo de confianza de $\pm 0.01 \text{ m}^2$ (tabla 3).

TABLA 3

RESUMEN DE VARIABLES DASOMETRICAS TOTALES Y POR GENERO PARA UNA PARCELA DE LA SIERRA SAN CARLOS, TAMAULIPAS, N.L., MÉXICO.

	Diámetro cm	Altura m	Área Basal m ²	Cobertura m ²	Edad años	Biomasa Kg	Volumen m ³
<i>Pinus</i>							
Media	45.90	19.06	12.72	51.69	81.47	634.24	135.70
Intervalo de confianza	1.78	0.52	0.02	5.73	3.17	48.47	10.93
<i>Quercus</i>							
Media	24.73	11.41	9.76	33.72	—	397.73	100.97
Intervalo de Confianza	0.72	0.27	0.01	2.30	—	31.06	6.79

Respecto a la cobertura su media es de 33.72 m² con un intervalo de confianza de ± 2.30 m². La Biomasa el valor de la media es de 397.73 m² con un inervalo de confianza de ± 31.06 m². En lo que se refiere al volumen su media es de 100.97 m³ rta con un intervalo de confianza de ± 6.79 m³. Todos estas estimaciones fueron calculados con una confiabilidad del 95 %.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

El resumen de los parámetros dasométricos refleja que la densidad (fig 9)

se encuentra dominada por el género *Quercus*. El género *Pinus*, sin embargo, domina el resto de los parámetros dasométricos (diámetro, altura, área basal, cobertura, biomasa y volumen). La biomasa se encuentra desequilibrada en ambos géneros. esta información parece indicar que los Pinos anteceden a los encinos en el área. La corta selectiva de individuos de Pino, incendios y posiblemente la sequías, plagas y enfermedades y otros siniestros han disminuido las poblaciones de Pino.

5.2. Estructura.

5.2.1. Distribución Espacial.

5.2.1.1. Índices de Basados en el Calculo de Distancias.

Al realizar la aplicación de los modelos para obtener los índices que dependen del cálculo de distancias, en primer termino el índice de Hopkins y Skellam (1954) muestra que el resultado del promedio obtenido fue de $I_{hs} = 0.8483$. Este valor y tal como se menciona que en el caso de una distribución regular se obtienen valores inferiores a la unidad.

Para el caso del modelo de Batcherler (1971) su valor resultante del análisis es de $I_B = 0.8943$ y de acuerdo con sus parámetros establecidos en este caso este valor le correspondería a una distribución con agregados. Para el caso del índice de Byth y Ripley (1980) el promedio le corresponde

un valor de 0.4353 con una varianza de 0.2721 y un intervalo de confianza de 0.0604. En lo que se refiere a los índices de Hogate (1965) el valor para el $I_{hf} = 0.9751$ y para el I_{hn} este presenta un promedio de 0.5382; una varianza de 0.3090 y un intervalo de confianza de 0.0685.

5.2.1.2. Índice de Distancias.

Al realizar el análisis del índice de distancias la comunidad presenta un promedio de distancia de 2.973 m y la media de la comunidad la podemos encontrar entre los siguientes valores desde 2.973 hasta 3.096, con una probabilidad del 95. Cuando se trata de individuos de la misma especie para

el caso de *Pinus* el promedio se encuentra en 3.230 m y la media de toda la población la encontramos entre los valores de 2.885 hasta 3.575.

Para el caso del *Quercus* y cuando su vecino es un Pino la media se encuentra en 2.92 m de distancia por lo que la de toda la población para este caso se encuentra entre los valores de 2.57 y 3.27 m como se aprecia en la tabla 4, para este caso muestran una tendencia similar a la de la comunidad con una distribución un poco más uniforme (Fig.12).

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
 ALERE FLAMMAM VERITATIS
 TABLA 4
 ESTADÍSTICA DEL ÍNDICE DE DISTANCIAS DE LA COMUNIDAD Y POR GÉNERO.

	Comunidad	P-P	Q-P
I. D.	2.973	3.230	2.92
D. EST.	1.656	1.535	1.78
I. C.	0.123	0.345	0.35

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
 DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

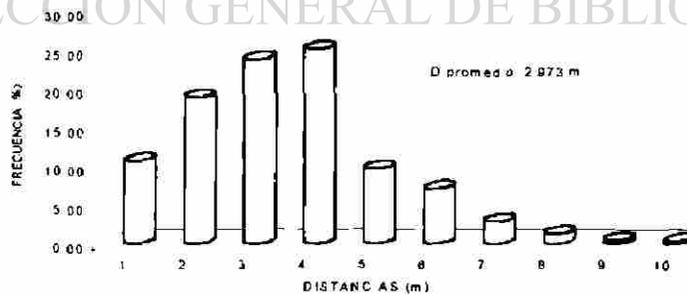


Figura 10 .-Distribución de la frecuencia por categorías de distancias de la comunidad.

En la figura 10 se observa que la comunidad tiene árboles en cada una de las categorías de distancias establecidas, pero conforme aumenta la

distancia el número de individuos disminuye, concentrándose la mayoría de estos en tres categorías como son la 2,3 y 4 con un 67%.

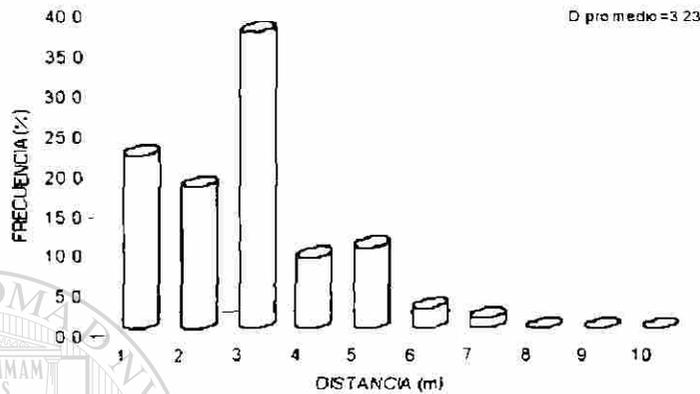


Figura 11.- Distribución de la frecuencia (%) por categorías de distancias cuando el árbol origen es *Pinus* y el vecino más cerca es un *Pinus*.

En este caso el Pino muestra una distribución más irregular, se pueden apreciar tres concentraciones en las categorías 1 y 2 se agrupa el 40 %, en la 3 se concentra el 37 % y el resto (23%) en las categorías subsiguientes (figura 11).

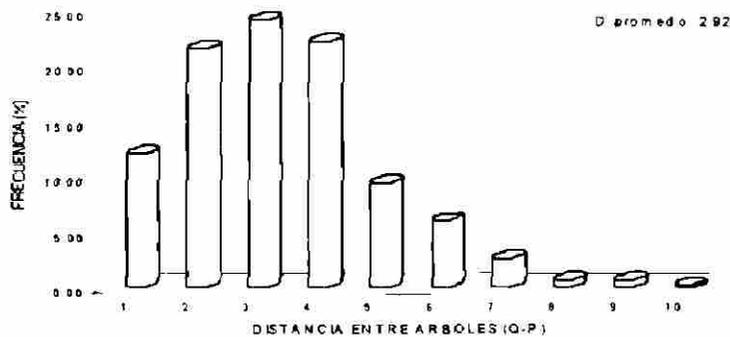


Figura 12.- Distribución de la frecuencia (%) por categorías de distancias cuando el árbol origen es *Quercus* y el vecino más cercano es *Pinus*.

En la figura 12 se observa la distribución del arbolado que presenta una tendencia similar a la de la comunidad, disminuyendo el número de árboles conforme aumenta la distancia, la concentración de la mayoría del arbolado se observa en las categorías 2, 3 y 4 con un 68 %.

Para los índices de distancia respecto al árbol-árbol y punto-árbol tabla 6 se aprecia que estadísticamente son similares las distancias promedios ya que la media de la comunidad en lo que se refiere al árbol-árbol la podemos encontrar desde (3.078 hasta 3.832) y en lo que se refiere al punto seleccionado al azar al árbol más cercano la media de la población se localiza desde (2.707 hasta 3.475), con una probabilidad del 95%.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
 VERITATIS
 TABLA 5
 ESTADÍSTICAS DEL ÍNDICE DE DISTANCIAS ENTRE ÁRBOL-ÁRBOL Y PUNTO-ÁRBOL.

	Árbo - Árbol	Punto - Árbol
Prom.	3.45	3.09
D. Est.	1.653	1.703
I. C.	0.372	0.383

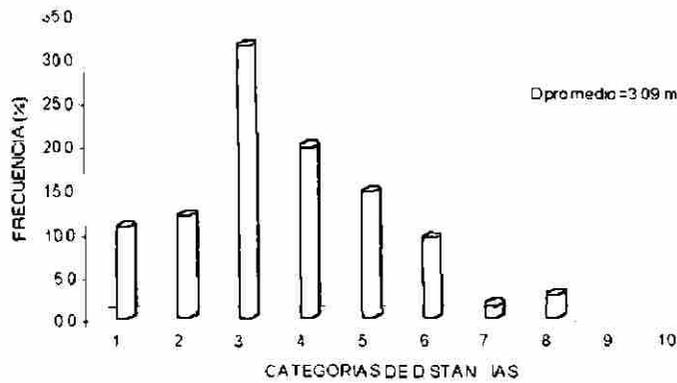


Figura 13 - Distribución de las frecuencias (%) Punto-Árbol en las categorías de distancias.

Podemos observar en la figura 13 que a medida que aumenta la distancia la incidencias de las mismas del punto seleccionado al azar al árbol más cercano disminuyen, se presenta una concentración mayor del 31.2 % respecto a las demás, posteriormente tenemos a las categorías 4 y 5 con una concentración del 19.5 y 14.3 % respectivamente, con una menor incidencia tenemos a las categorías 2, 1 y 6 con un 11, 10 y 9 %

respectivamente.

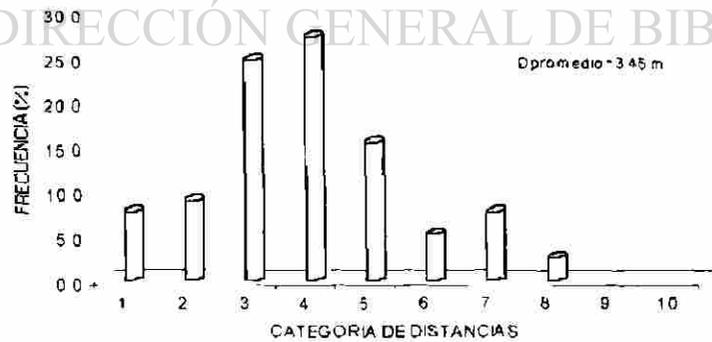


Figura 14 .- Distribución de las frecuencias(%) Árbol -Árbol en las categorías de distancias.

Respecto a las distancias de árbol-árbol en la figura 14 se observa que a medida que aumentan las categorías de distancias, la incidencia de las distancias disminuye esto quiere decir que no hay arbolado en este caso mas allá de los 9 metros y su tendencia es similar a las distancias del punto al árbol, aunque en menor proporción ya que la categoría con mayor proporción es la 4 con un 27%, enseguida se encuentra la 3 con un 24%, posteriormente la 5 con un 15 %, siguiendo la 2,1 y 7 con el 9, 7.8 y 7.8 % respectivamente.

5.2.1.3. Índice de Mezcla de Especies.

Se puede apreciar en el tabla 6 que aproximadamente 2 árboles son de diferente especies con respecto al árbol origen y la media de toda la comunidad puede variar desde 0.375 hasta 0.423.

Al realizar el análisis para el genero *Pinus* se aprecia que en este caso

por los menos dos de los árboles más cercanos pertenecen a diferentes especies y la media de la población se localiza entre 0.555 y 0.639.

Respecto al genero *Quercus*, por lo menos uno de los árboles más cercanos corresponde a otra especie y la media de toda la población respecto a este indice se ubica entre los siguientes valores (0.281 ± 0.024).

TABLA 6
 ESTADÍSTICAS DEL ÍNDICE DE MEZCLA DE ESPECIES.

	Comunidad	Pinus	Quercus	Arbutus	Sarsafras
I M	0 399	0 597	0 281	0 795	0 691
D. Est.	0 319	0 280	0 261	0 285	0 320
I C	0 024	0 042	0 024	0 119	0 108

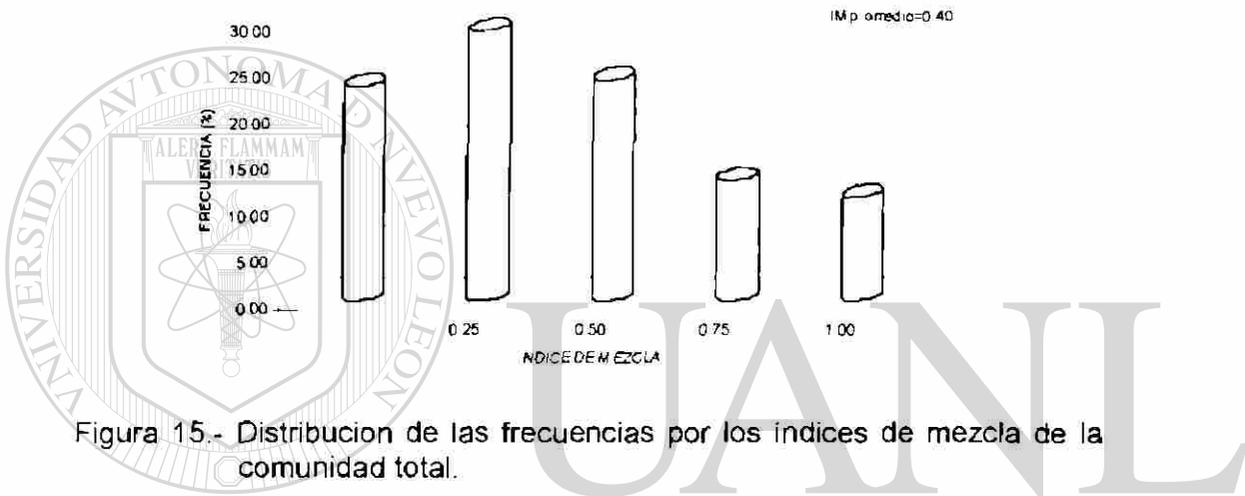


Figura 15.- Distribución de las frecuencias por los índices de mezcla de la comunidad total.

En la figura 15 nos muestra una distribución mas o menos regular en cuanto a la mezcla de especies sin embargo resalta aquel en el que por lo menos uno de los vecinos corresponde a otra especie diferente con el 30 % respecto al árbol origen y con un 23 % tenemos aquellos en donde todos pertenecen a la misma especie (0.00) y aquellos en donde dos de los árboles corresponden a diferente especie respecto al origen (0.50) y con menor cantidad aquellos (0.75 y 1.00).

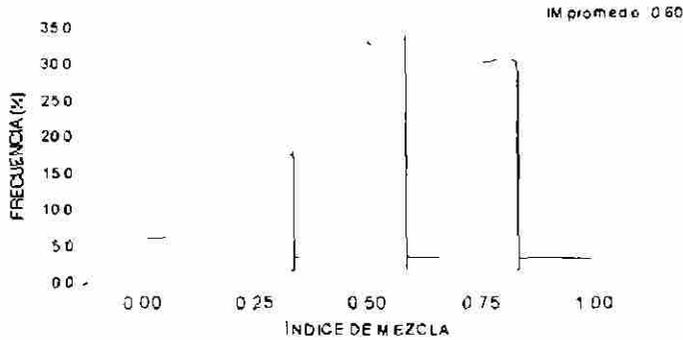


Figura 16.- Distribución de las frecuencias por los índices de mezcla cuando el origen es un Pino.

Para este caso cuando el origen es un pino la distribución es diferente el menor porcentaje corresponde a los dos primeros índices con un 5 y 16 % respectivamente, con una mayor mezcla tenemos a los índices de 0.50 y 0.75 con 31.8 % y 28.3 % respectivamente (figura. 16).

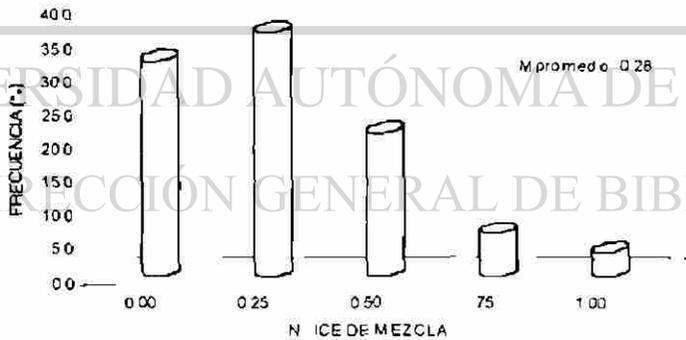


Figura 17.- Distribución de la frecuencia por los índices de mezcla cuando el origen es un Encino.

Para el caso en el que el origen es un Encino la tendencia del comportamiento respecto a la mezcla es similar al de la comunidad aunque

en menor proporción, así que el mayor porcentaje (36.5%) corresponde al índice (0.25) en donde uno de los árboles corresponde a diferente especie, en segundo lugar tenemos con un 32.2 % en donde todos los árboles corresponden a la misma especie y en tercer puesto con 21.4 % aquellos en donde dos de los árboles vecinos corresponden a diferente especie y con un menor porcentaje aquellos en donde 3 y 4 de las especies corresponden a una especie diferente 0.75, 1.0 respectivamente (Fig. 17).

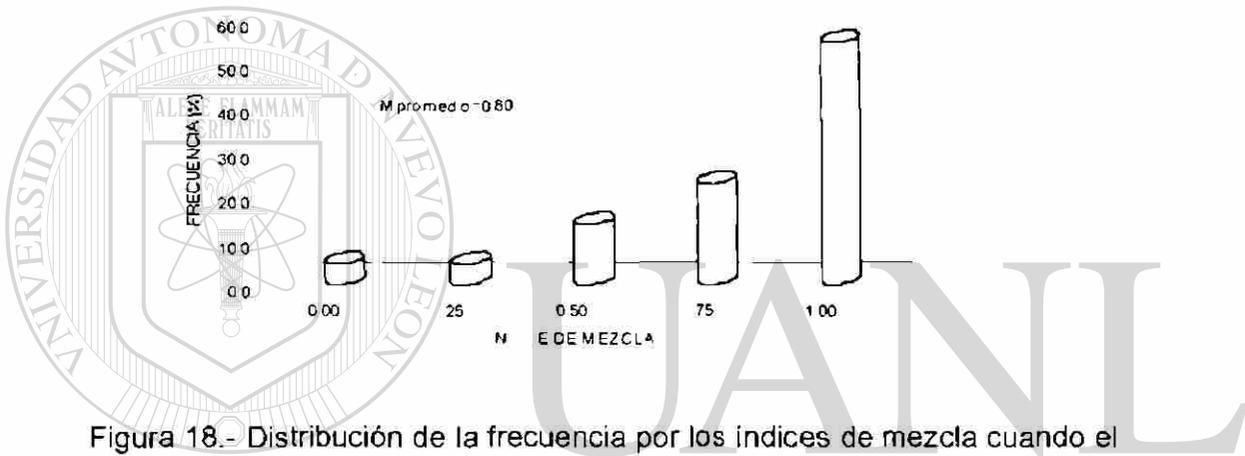


Figura 18.- Distribución de la frecuencia por los índices de mezcla cuando el origen es *Arbutus*

Para este caso esta especie presenta la mayor cantidad de su arbolado mezclado con diferentes especies con un 54 % y en segundo termino se presenta con un 22.7 % en donde por lo menos 3 de los árboles corresponden a otra especie (Fig. 18) y con solo un 4.5% del arbolado corresponden a la misma especie y en donde uno de los árboles vecinos corresponde a una especie.

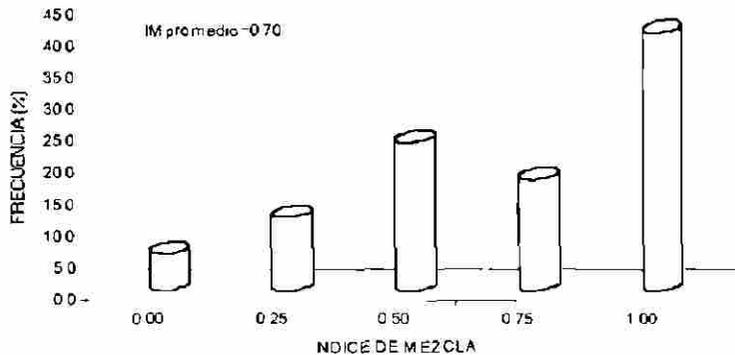


Figura 19.- Distribución de la frecuencia por los índices de mezcla cuando el origen es *Sarsafra*s.

Para este caso en la figura 19 podemos observar que la especie de *Sarsafra*s se encuentra en un 41.2 % de su arbolado en donde sus vecinos corresponden a otra especie en segundo termino se presenta con un 23 % en donde los vecinos corresponden a por lo menos dos árboles a otra especie y con un 17.6 % en donde 3 de los árboles corresponden a otra especie.

5.2.2. Estructura Dimensional.

5.2.2.1. Índice de Diferenciación Diamétrica.

Para definir las variaciones entre las dimensiones de los árboles así como entre especies se utilizó el índice de diferenciación diamétrica encontrándose los siguientes resultados. Para la comunidad el índice promedio se encuentra ubicado dentro de la categoría moderada, es decir, el promedio de toda la comunidad se encuentra entre los valores de 0.248

hasta 0.352. Estos valores indican que existe poca variación entre los diámetros de los cuatro árboles más cercanos al árbol origen tabla 7

TABLA 7

ESTADÍSTICAS DEL ÍNDICE DE DIFERENCIACIÓN DIAMÉTRICA PARA LA COMUNIDAD Y POR ESPECIE.

	Comunidad	P-P	Q-P
I. D. D	0.30	0.202	0.30
D. EST.	0.205	0.150	0.193
I. C.	0.052	0.034	0.345

Cuando el origen es un pino y los vecinos son de la misma especie tampoco existen diferencias notorias entre los diámetros de los árboles vecinos. Es decir, el promedio se ubica en la categoría débil y la media de toda la población se localiza entre los valores de 0.202 ± 0.034 . Para el caso

cuando el árbol origen es un Encino y los vecinos son Pinos aquí presenta un valor promedio de 0.30 el cual se ubica dentro de la categoría de diferencias diamétricas débil y notoriamente diferentes estadísticamente a los índices de diferenciación diamétrica de la comunidad de los pinos.

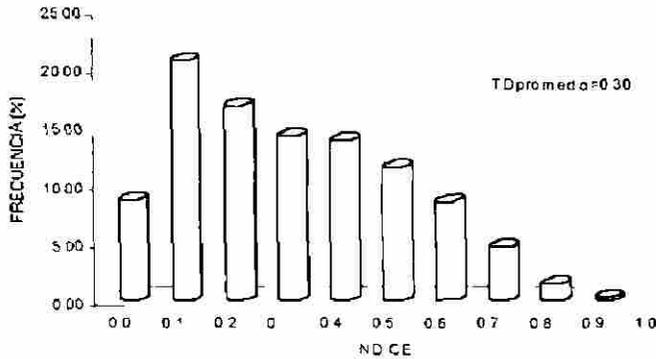


Figura 20 .- Distribución de las frecuencias (%) por índices de diferenciación diamétrica de la comunidad.

En la figura 20 se observa que a medida que aumenta la diferenciación diamétrica disminuye la frecuencia, se aprecia que al inicio en la categoría donde no existen diferencias presenta una frecuencia de 8.65 %, posteriormente tenemos a la categoría 0.1 en donde la frecuencia aumenta hasta un 20.61% de donde empieza a disminuir hasta no presentar frecuencia en la última categoría.

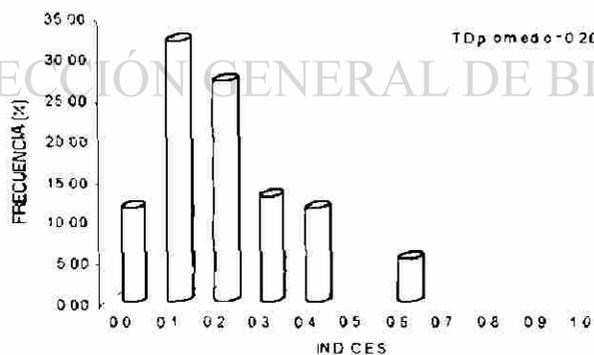


Figura 21 .- Distribución de las frecuencias (%) por índices de diferenciación diamétrica cuando el árbol origen es un Pino y los vecinos son Pinos.

La tendencia de la distribución de las frecuencias de inicio son similares a la de la comunidad aunque en menor proporción, sin embargo en la misma categoría de la comunidad se observa un incremento de la frecuencia para después disminuir pero en este caso llegar hasta la categoría de 0.4, para la siguiente su frecuencia es de 0 y para este caso la de mayor diferenciación es la categoría 0.6 con una frecuencia del 5.13 % (figura 21).

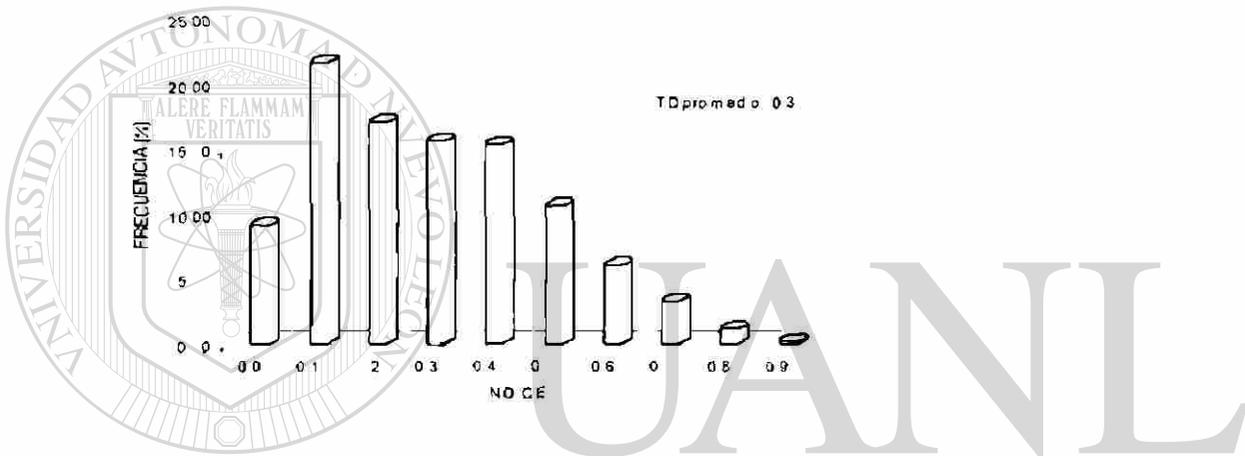


Figura 22.- Índices de diferenciación diamétrica cuando el árbol origen es un Encino y los vecinos son Pinos.

Para el caso cuando el árbol origen es un Encino y los vecinos son pinos en la figura 22 se aprecia una tendencia de comportamiento de las frecuencias similar al de la comunidad, así mismo el TD promedio es similar de 0.3 por lo que no existen diferencias estadísticas, su primera categoría inicia con una frecuencia de 9.09% para incrementarse en la categoría 0.2 en un 21.65% para posteriormente empezar el descenso hasta las categorías de mayor diferenciación.

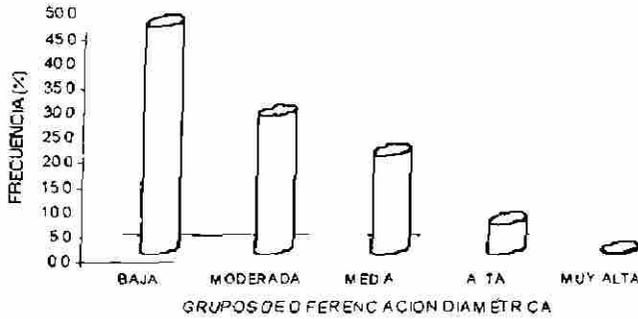


Figura 23.- Distribución de las frecuencias (%) por grupos de diferenciación diamétrica (comunidad).

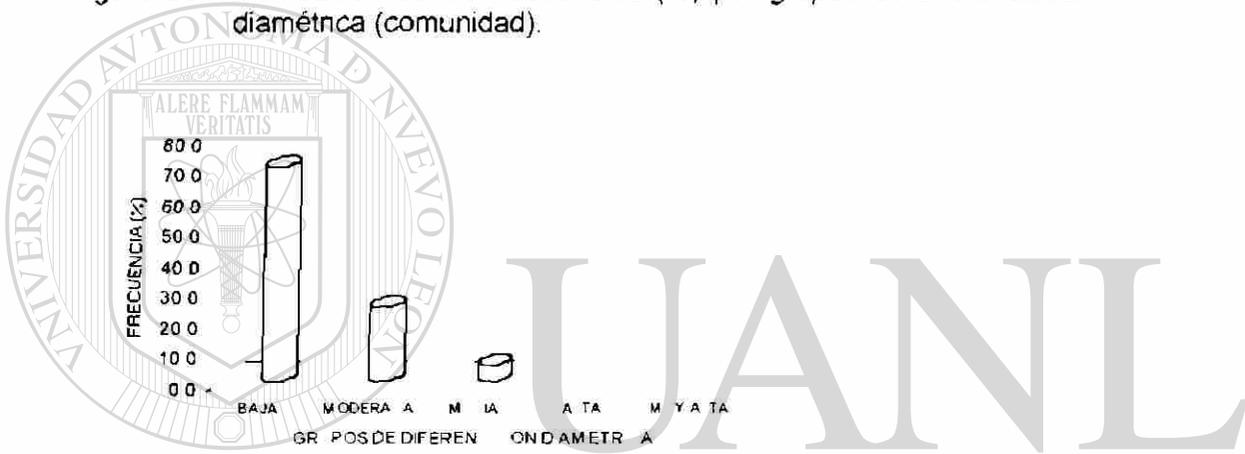


Figura 24.- Distribución de la frecuencia (%) por grupos de diferenciación diamétrica (Pino-Pino).



Figura 25.- Distribución de las frecuencias por grupos de diferenciación diamétrica (*Quercus-Pinus*).

Respecto a los grupos de diferenciación diamétrica en las figuras 23, 24 y 25 para la comunidad, cuando el árbol origen es un pino y sus vecinos son pinos y cuando es un encino y sus vecinos son pinos respectivamente el comportamiento de su tendencia es similar iniciando con una frecuencia muy alta en el nivel bajo 46, 70.5 y 47.8 % respectivamente, para este caso se puede decir que no existen diferencias muy marcadas en sus diámetros de acuerdo con el árbol origen y los vecinos.

Para el caso de cuando el árbol origen es un pino y sus vecinos son de la misma especie presentan frecuencias solo hasta el nivel medio con un 5.1 %, para los otros casos presentan frecuencias en todos los niveles por los muy altos con 0.3 y 0.2 % respectivamente.

5.2.2.2. Índice de Diferenciación en Alturas.

Para el caso de la diferencias en alturas (tabla 8) con respecto al árbol origen los resultados son los siguientes. El valor promedio y los intervalos de confianza de la comunidad son de 0.27 ± 0.054 . Este valor representa de nuevo una diferenciación en alturas muy débil al nivel de toda la parcela. Para el caso cuando el árbol origen es pino y los otros cuatro son de la misma especie el valor promedio y los intervalos de confianza son 0.12 ± 0.034 indicando que las diferencias en alturas entre pinos es mas débil que aquella mostrada para la comunidad, aunque no estadísticamente significativas.

TABLA 8

ESTADÍSTICA DE LOS ÍNDICES DE DIFERENCIACIÓN EN ALTURA PARA LA COMUNIDAD Y ESPECIES.

	Comunidad	P-P	Q-P
I. D. H	0.27	0.12	0.28
D. EST.	0.230	0.149	0.210
I. C.	0.054	0.034	0.345

Para el caso cuando el árbol origen es un Encino y los vecinos corresponden a Pinos en este caso las diferencias aumentan con respecto a la comunidad por lo que el valor promedio se encuentra localizado dentro de la categoría moderado y el promedio de la población para este caso se encuentra entre 0.28 ± 0.345 . Estos valores muestran significancia estadística al nivel de la comunidad y de la población de pinos.

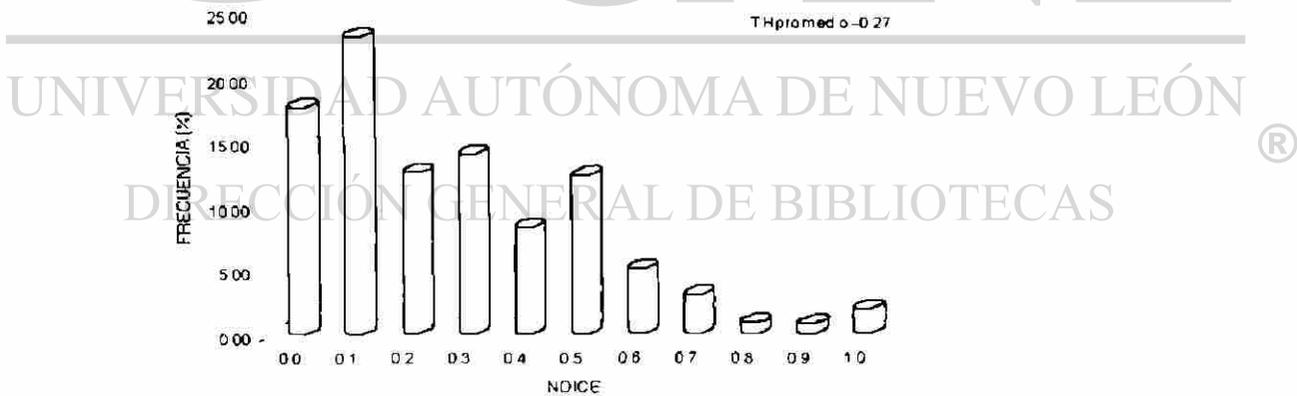


Figura 26.- Distribución de frecuencias por índices de diferenciación en alturas en la comunidad.

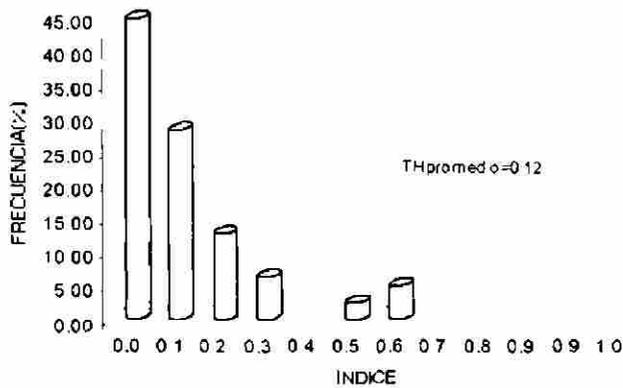


Figura 27.- Distribución de frecuencias por índices de diferenciación en alturas cuando el árbol origen es un Pino y los vecinos son Pinos.

Al examinar los resultados del índice de diferenciación de alturas observamos que la comunidad en su promedio se ubica en 0.27 (figura 26) siendo casi igual con el que presenta cuando el árbol origen es un Encino y sus vecinos son Pinos con 0.28 (figura 28) por lo que no hay diferencias así mismo la categoría que presenta una mayor frecuencia es la 0.1 con un 23.20 y 25.54 % respectivamente por lo que se puede ver que el comportamiento es similar entre estos dos análisis.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Cuando el árbol origen es un pino y sus vecinos son de la misma especie que se distribuye su frecuencia en 6 categorías de índices de diferenciación de alturas iniciando con una acumulación de cerca del 45% de las frecuencia observándose (figura 27) una disminución de la frecuencia a mediada que la diferenciación aumenta, así tenemos que en el índice de mayor diferenciación tiene una frecuencia de 5.13 %.

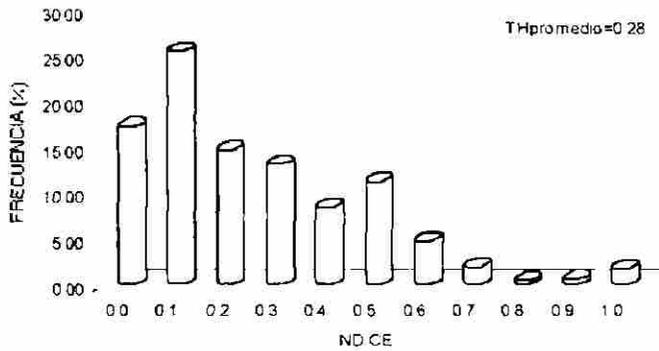


Figura 28.- Índices de diferenciación en alturas cuando el árbol origen es un Encino y los vecinos son Pino.

Al realizar el agrupamiento en grados de diferenciación en alturas baja (0.0 a 0.2), moderada (0.2 a 0.4), media (0.4 a 0.6), alta (0.6 a 0.8) y muy alta (0.8 a 1.0) en los tres análisis realizados figuras 29, 30 y 31 para la comunidad cuando el árbol origen es un pino y cuando es un encino respectivamente el comportamiento de la tendencia es el mismo a medida que se incrementan las diferenciaciones la frecuencia disminuye, se inicia con frecuencias muy amplias 53.6, 85.9 y 57.6 % (figuras 29, 30, 31) respectivamente, solo cuando el árbol origen es un pino (figura 30) y sus vecinos de la misma especie presenta frecuencias solo hasta el grado de diferenciación media con un 7.7% a diferencia de los otros dos análisis que tienen en todos los grados de diferenciación.

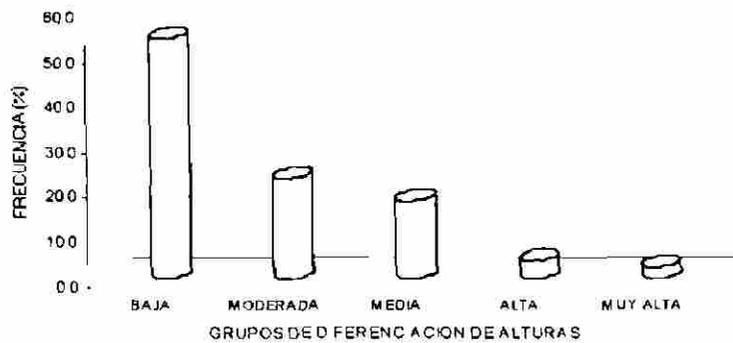


Figura 29.- Distribución de la frecuencia por grupos de diferenciación en Alturas (Comunidad).

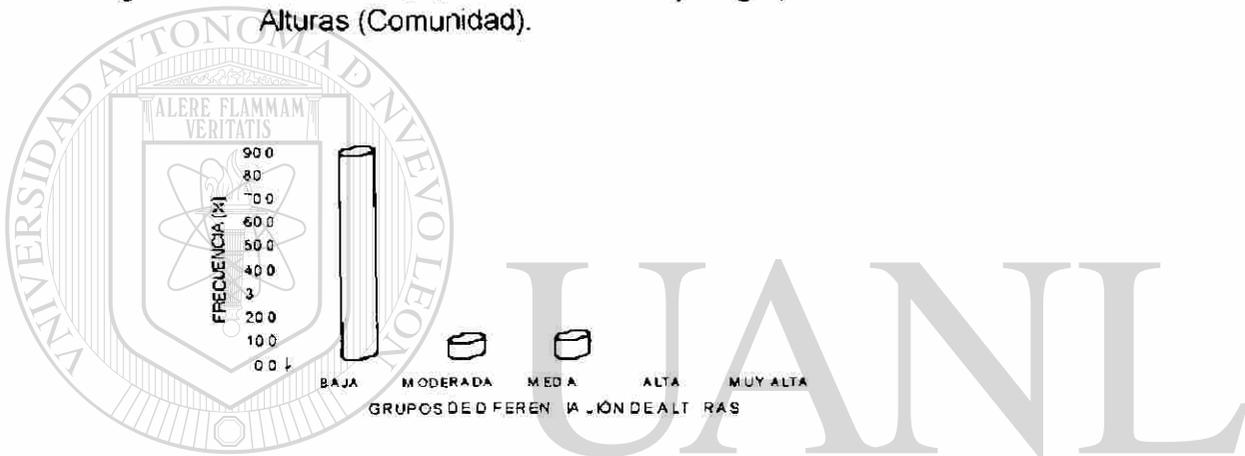


Figura 30.- Distribución de la frecuencia por grupos de diferenciación en Alturas (Pino-Pino).

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

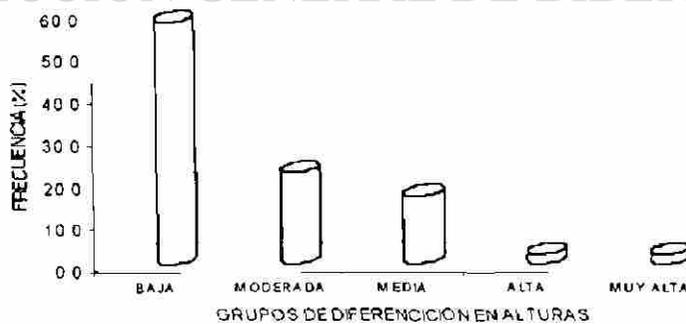


Figura 31.- Distribución de la frecuencia por grupos de diferenciación en Alturas (*Quercus-Pinus*).

5.2.3. Diversidad.

5.2.3.1. Índices de Diversidad.

Los índices de diversidad se presentan en el tabla 9. (1)Margalef, (2)Menhinick, (3)Shannon, (4)Simpson, (5)McIntosh, (6)Brillouin, (7)Berger Parker.

TABLA 9
ÍNDICES DE DIVERSIDAD.

Parcela	Índices de Diversidad						
	1	2	3	4	5	6	7
10x10	0.91	1.15	0.63	0.09	2.66	0.60	1.50
20x20	0.80	0.86	0.88	0.30	2.26	0.45	1.71
40x40	0.52	0.44	0.89	0.55	2.21	0.38	1.73
80x80	0.78	0.38	0.92	0.72	2.15	0.34	1.71
150x150	0.61	0.19	0.89	0.81	1.96	0.29	1.50

Los índices de diversidad de Margalef, Menhinick, McIntosh, y Brillouin disminuyen su valor conforme aumenta la dimensión de la parcela. Por el contrario, los índices de Shannon, Simpson y Berger-Parker parecen aumentar hasta un punto y alcanzar una casi constante o decaen de nuevo conforme aumenta la dimensión de la parcela. Estas tendencias han sido modeladas por Romero (1999) para el matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El índice de Shannon alcanza un estado casi constante en una parcela de 20x20 m indicando su consistencia para estimar la diversidad en una

forma similar en parcelas de dimensiones superiores a 400 m². Estas características hacen recomendable a este índice por su consistencia y hasta cierto punto aleatoria en parcelas de diferentes dimensiones, con respecto al índice calculado para la parcela de 150 m x 150 m. Los índices que aumentan o disminuyen (Margalef, Menhinick, McIntosh y Brillouin) conforme aumentan las dimensiones de los cuadrantes hasta alcanzar el valor de la población son muy sensibles a la densidad ya que mientras que la riqueza de especie permanece mas o menos constante, el valor muestra tendencias a disminuir conforme la densidad aumenta.

En las tablas de la 10 serie geométrica, 11 barra rota, 12 serie logarítmica y 13 serie log normal se muestran los resultados del ajuste de los modelos de diversidad abundancia para parcelas de diferentes dimensiones en la un bosque mixto de la Sierra San Carlos, Tamaulipas.

TABLA10

SERIE GEOMÉTRICA

Ji ²	Probabilidad	Hipótesis	Parcela
0.00	0.99	Ho	10x10
0.62	0.73	Ho	20x20
2.03	0.36	Ho	40x40
17.07	0.00	Ha	80x80
49.52	0.000	Ha	150x150

TABLA 11
BARRA ROTA

Ji2	Probabilidad	Hipótesis	Parcela
0.33	0.98756	Ho	10 x 10
0.39	0.98284	Ho	20 x 20
3.32	0.50472	Ho	40x40
8.22	0.08359	Ho	80x80
18.0	0.00120	Ha	150x150

TABLA 12
SERIE LOGARÍTMICA

Ji2	Probabilidad	Hipótesis	Parcela
		Ha	10x10
		Ha	20x20
4.98	0.75	Ho	40x40
3.59	0.89	Ho	80x80
461.8	0.00	Ha	150x150

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

TABLA 13

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

SERIE LOG NORMAL

Ji2	Probabilidad	Hipótesis	Parcela
		Ha	10x10
0.30		Ha	20x20
4.74	0.02	Ha	40x40
2.34	0.50	Ho	80x80
2.79	0.59	Ho	150x150

El modelo geométrico y barra rota se ajustan en general a parcelas de menor dimensión. Los modelos serie logarítmica y normal logarítmico, por el contrario, en general se ajustan a parcelas de mayor dimensión. Es decir, los recursos parecen estar repartidos mas equitativamente en las parcelas pequeñas. A medida que el espacio aumenta la repartición entre recursos se desequilibra más. Esta información es consistente con comunidades forestales avanzando en las primeras etapas de la sucesión.

5.3. Muestreo.

5.3.1. Área Basal.

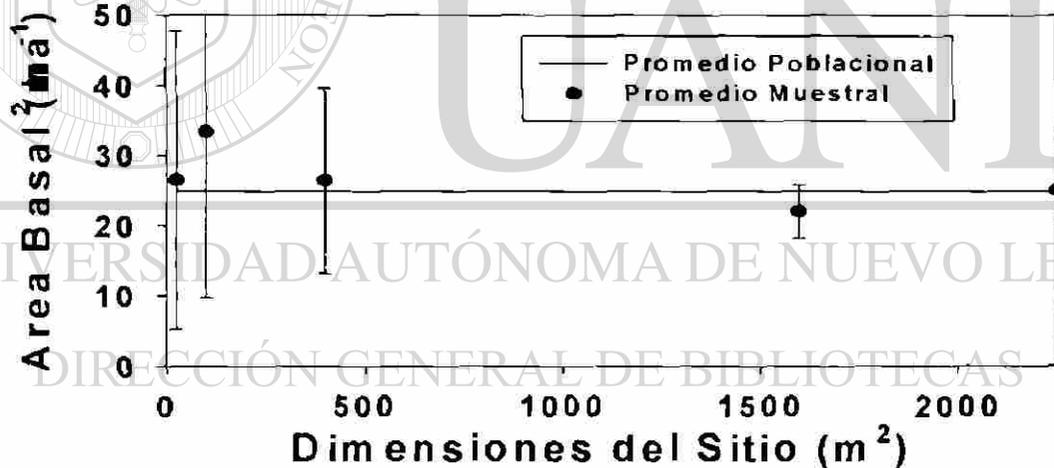


Figura 32.- Distribución de los promedios muestrales del área basal respecto al promedio de la comunidad.

En la figura 32 se observa que los valores de los promedios muestrales del área basal presentan una tendencia errática con sitios de dimensiones pequeñas. Los intervalos de confianza son también altos en sitios pequeños. Conforme las dimensiones aumentan, los intervalos de confianza disminuyen

y el promedio muestral oscila erráticamente sobre la media de la población. Una interpolación visual de la Figura 32 indica que sitios de 1000 m² serían suficientes para estimar el área basal, con un error estándar de aproximadamente 4 m².

5.3.2. Volumen.

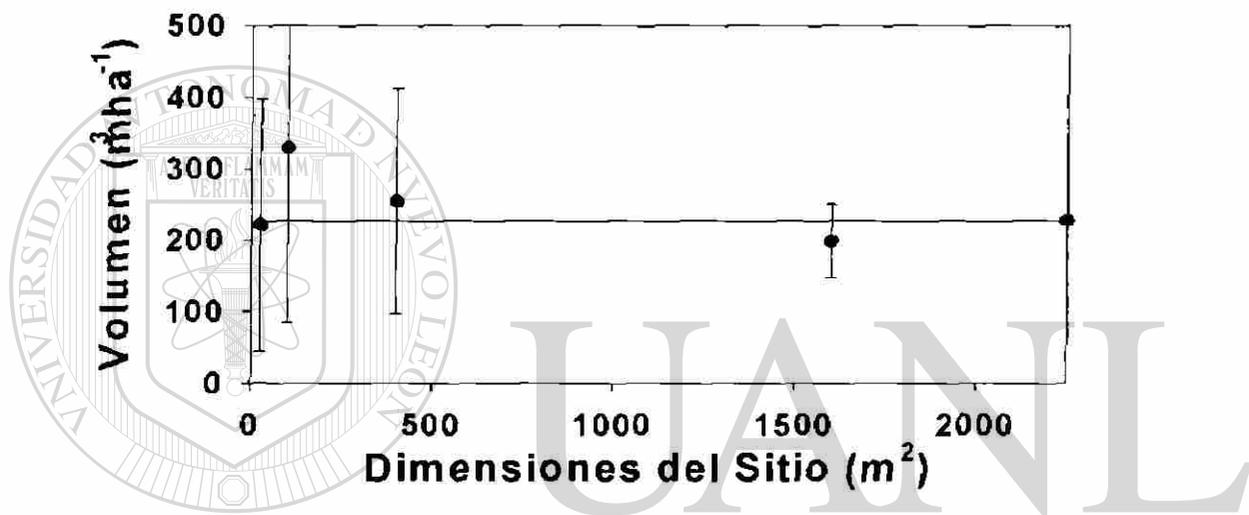


Figura 33.-Distribución de los promedios de las muestras del volumen respecto a al promedio de la comunidad.

Los promedios muestrales del volumen (m³ ha⁻¹) indican una tendencia similar al área basal. Es decir, estos valores oscilan con dimensiones pequeñas y se estabilizan cerca del promedio poblacional con dimensiones entre 400 y 1600 m². Los intervalos de confianza también disminuyen notoriamente de casi 177 m³ ha⁻¹ en sitios de 100 m² hasta 50 (m³ ha⁻¹) en sitios de 1600 m². En general, sitios de 1000 m² tenderían a producir un estimador de las existencias reales con un error estándar aproximado de 15 m³ ha⁻¹ esto es lo que se observa en la figura 33.

5.3.3. Biomasa.

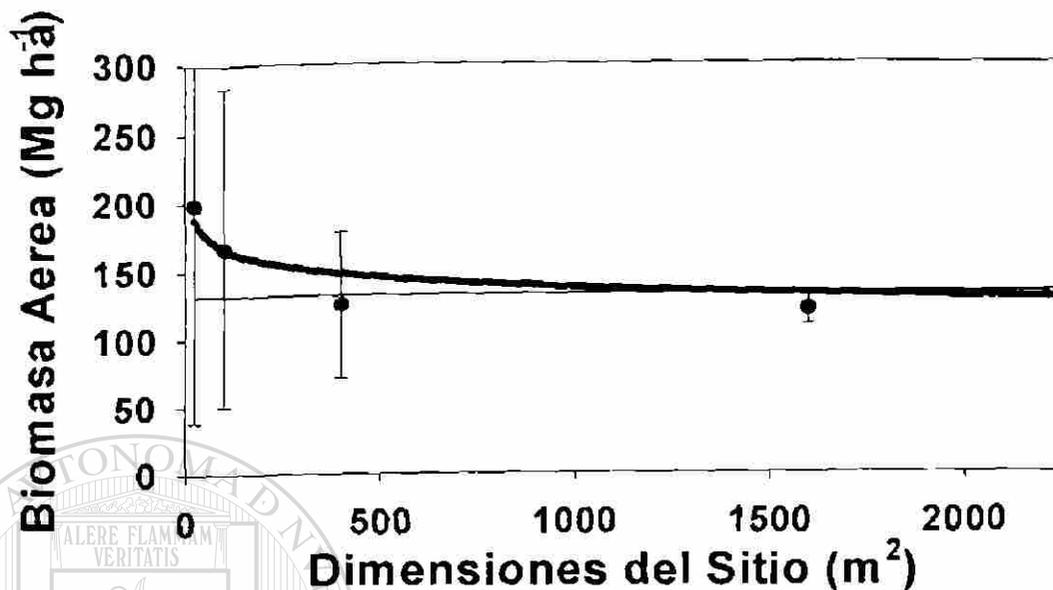


Figura 34.- Distribución de los promedios muestrales de la biomasa respecto al promedio de la comunidad.

Para determinar las dimensiones óptimas de la unidad de muestra para

la variable biomasa en la figura 34 se observa que los promedios muestrales tienden a disminuir sus valores cuando las dimensiones de las unidades de muestra son incrementadas, al inicio con la primer parcela sus intervalos de confianza son muy amplios desde los 40 Mg ha⁻¹ hasta más de 300 Mg ha⁻¹ pero al incrementarse las dimensiones de las parcelas este tiende a disminuir. Por lo tanto con este comportamiento se asume se presentará una convergencia estadística en algún punto de la línea del promedio poblacional. Al efectuar el modelamiento de los promedios de biomasa en función de las dimensiones de la parcela, la ecuación resultante a la tendencia es de potencia ($249.05X^{-0.087}$). Este modelo nos indica la ubicación

del punto de convergencia de la curva con la línea que representa el promedio de la población. Este punto se localiza en los 1200 m² aproximadamente. Esto quiere decir que al realizar un muestreo con parcelas con dimensiones menores a los 1200 m² se tendería a sesgar la estimación de la biomasa y a incrementar los intervalos de confianza substancialmente. Sitios de 1200 m² de superficie tenderían a estimar el promedio de la población con un error estándar aproximado de 10 Mg ha⁻¹. Es decir, el error relativo en la estimación de la biomasa es mayor que el error en la estimación del volumen.

La densidad promedio y sus intervalos de confianza muestran una tendencia de potencia con el incremento en las dimensiones muestreadas del sitio en la figura 35. Esto es indicativo de la convergencia entre el promedio de la muestra y el promedio de la población total. La curva superior modelada por una ecuación de potencia ($173.29X^{0.082}$), la cual simula

adecuadamente los límites superiores de los intervalos de confianza, nos indica que la convergencia estadística entre el promedio muestral y el promedio poblacional se da en los 1000 m². A pesar de que el muestreo se realizó en cuadrantes, la superficie recomendada es similar a la superficie de las unidades de muestreo convencionalmente realizadas en inventarios forestales. Así mismo, podemos observar que al utilizar unidades de muestra con dimensiones menores que 1000 m² tenderíamos a subestimar la densidad del sitio. Sitios de dimensiones mayores que 1000 m² resultarían en estimaciones similares a la media poblacional pero ejercerían un gasto importante en recursos para realizar el muestreo de la densidad.

5.3.4. Densidad.

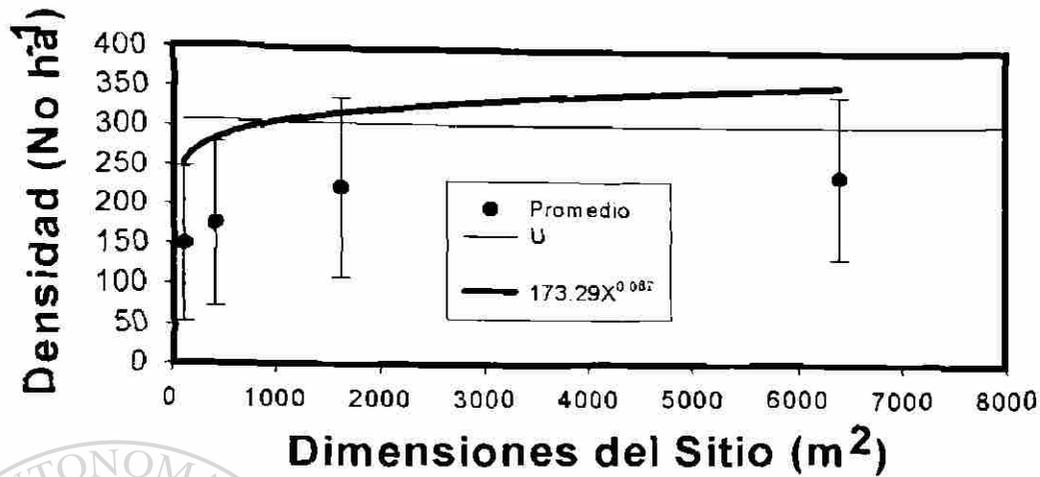


Figura 35.- Distribución de los promedios muestrales de la densidad con respecto al promedio de la comunidad.

En la figura 36 se presenta la curva especies – área, donde se observa que el promedio del número de especies así como sus intervalos de confianza tienden a incrementarse en forma de potencia conforme las dimensiones de las unidades de muestra se incrementan. Esto nos indica

que en algún punto del promedio de la población se cruzan la curva y el número de especies de la parcela de 2.25 ha. Para este caso, el cruce se presenta en las dimensiones de la parcela de 150 x 150 m con el número total de especies que aparecen (5). Esto nos lo indica la curva promedio modelada con la ecuación de potencia ($0.63X^{0.21}$) por lo tanto ninguna parcela con las diferentes dimensiones utilizadas es adecuada para medir esta variable (número de especies) en este tipo de bosques. Sin embargo, las dimensiones del sitio no son tan importantes para muestrear por diversidad de todas las especies arbustivas porque para este tipo de

bosques de esta región solo se encuentran dos especies de interés económico (*Pinus* y *Quercus*).

5.3.5. Número de especies.

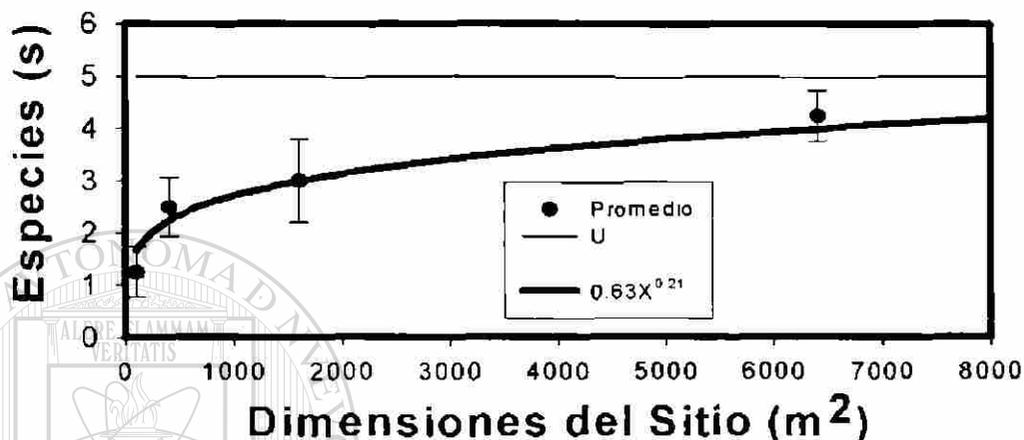


Figura 36.- Distribución de los promedios de las especies con respecto al promedio de la comunidad.

Los coeficientes de la ecuación de la curva de especies-área, en especial el factor de potencia 0.21 (fig. 36), son menores que aquellos

parámetros reportados para bosques nublados $N^{\circ}spp = 1.69X^{0.32}$; $R^2 = 0.96$, $N^{\circ}spp = 2.65X^{0.30}$; $R^2 = 0.96$, (Corral et al., 2002), el Matorral Espinoso Tamaulipeco $N^{\circ}spp = 1.89X^{0.636}$; $R^2 = 0.98$ (Romero, 1999) y los bosques de la Sierra Madre Occidental $N^{\circ}spp = 2.196X^{0.282}$ (Graciano, 2001).

5.3.6. Índice de Margalef.

La relación entre el promedio y los intervalos de confianza del índice de Margalef y las dimensiones del sitio muestran una tendencia a disminuir

conforme las dimensiones de las unidades de muestra se incrementan. Por lo tanto en algún punto del índice de la población convergen los promedios muestrales y poblacionales. La curva promedio modelada se ajustó adecuadamente a una ecuación de potencia en forma descendente ($1.88X^{0.16}$) la que simula el promedio de los índices de la diferentes unidades de muestra analizadas. La ecuación nos indica el punto de convergencia estadística entre el promedio de la muestra y el índice de la población que se localiza en los 1000 m². Estas son las dimensiones mínimas de la unidad de muestra para caracterizar al índice de la población. Las unidades de muestra con dimensiones menores a los 1000 m² muestran una tendencia a sobre estimar con respecto al índice y en lo que se refiere a las unidades de muestra con dimensiones mayores nos estarían proporcionando los mismos resultados que la de 1000 m² por lo que para estas se incrementarían los gastos de operación así como las dificultades para su establecimiento en tiempo, esto se aprecia en al figura 37.

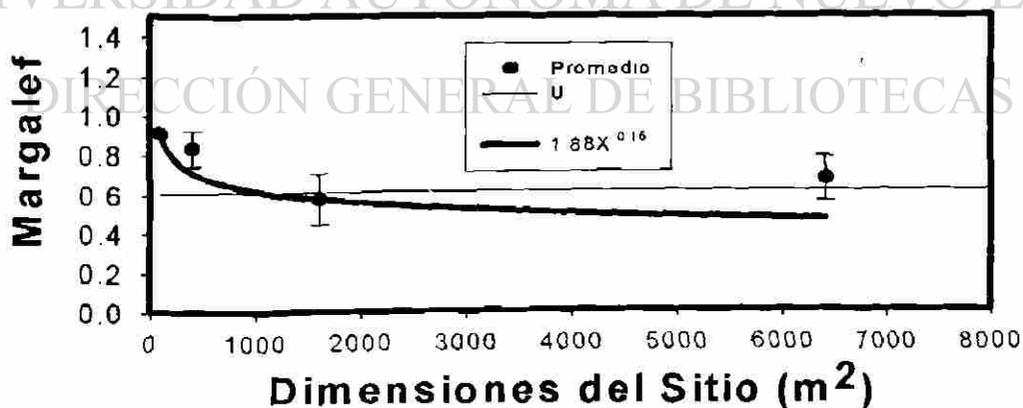


Figura 37.- Distribución de los promedios muestrales del índice de Margalef respecto al índice de la comunidad.

5.3.7. Índice de Menhinick.

Los valores promedio del índice de Menhinick y su comportamiento con las dimensiones del sitio se aprecian en la figura 38. Los valores de Menhinick muestran una tendencia a alejarse del índice de la población cuando las dimensiones de las unidades de muestra aumentan aún y con los valores mínimos del intervalo de confianza que son muy amplios no logran cruzar la línea del índice de la población, por lo tanto este índice no muestra su bondad para determinar la diversidad de este tipo de bosques en esta región a través de diferentes dimensiones de unidades de muestra.

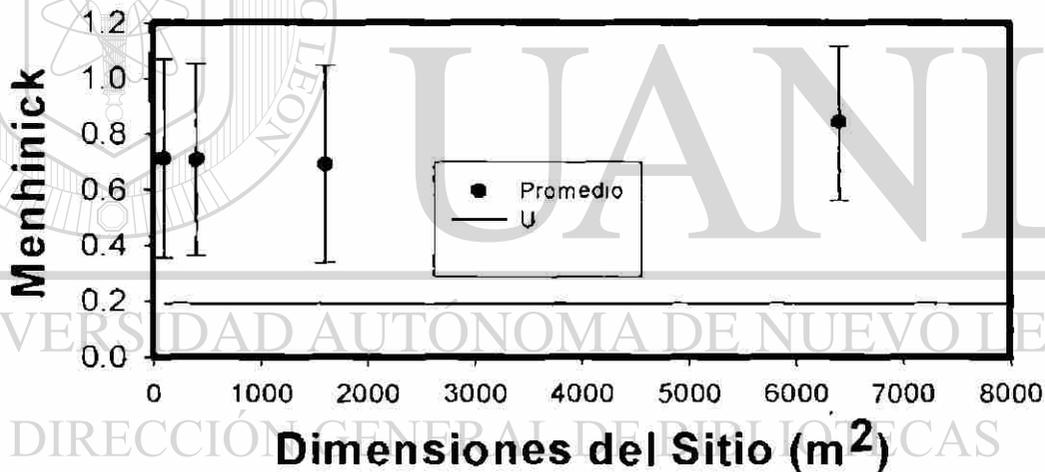


Figura 38.- Distribución de los promedios muestrales del índice de Menhinick respecto al índice de la comunidad.

5.3.8. Índice de Shannon.

En el índice de diversidad de Shannon el valor que nos indica el índice de la población es de 0.895 y los valores promedio que resultaron de las

diferentes dimensiones de unidades de muestra probadas tienen una tendencia a incrementarse con forme las dimensiones de las unidades se incrementan, por lo que tendrá una convergencia con la línea del índice de la población. Esto se puede apreciar en la figura 39 donde se modela una curva con una ecuación de potencia ($0.33X^{0.13}$) la que simula los limites superiores de los intervalos de confianza ubicándose el punto de convergencia en los 2000 m². Sin embargo se aprecia que la parcela con dimensiones 400 m² casi toca la línea del índice de la población así que conviene realizar esta unidad de muestra de menores dimensiones.

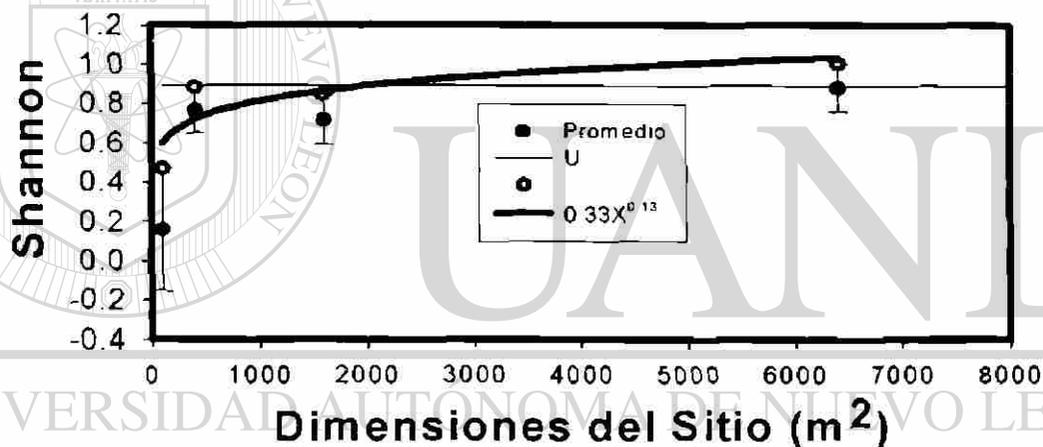


Figura 39.- Distribución de los promedios muestrales del índice de Shannon respecto al índice de la comunidad.

5.3.9. Índice de Brillouin.

En la figura 40 se puede observar que los valores promedio del índice de Brillouin de las unidades de muestra con diferentes dimensiones de parcelas. Estos valores presentan una tendencia a aumentar cuando incrementan la dimensiones de las unidades de muestra hasta llegar al índice de la población (0.815) por lo tanto se presentará una convergencia

estadística en algún punto de la línea horizontal del índice poblacional y el promedio muestral. Esto se confirma al realizar el modelamiento de una curva a través de la ecuación de potencia ($0.022X^{0.41}$) que estima los límites superiores de los intervalos de confianza de los promedios muestrales que nos indica el punto de convergencia en los 6400 m², por lo tanto al utilizar sitios con dimensiones menores a los 6400 m² estaremos obteniendo resultados sesgados para este tipo de bosques con respecto a este índice.

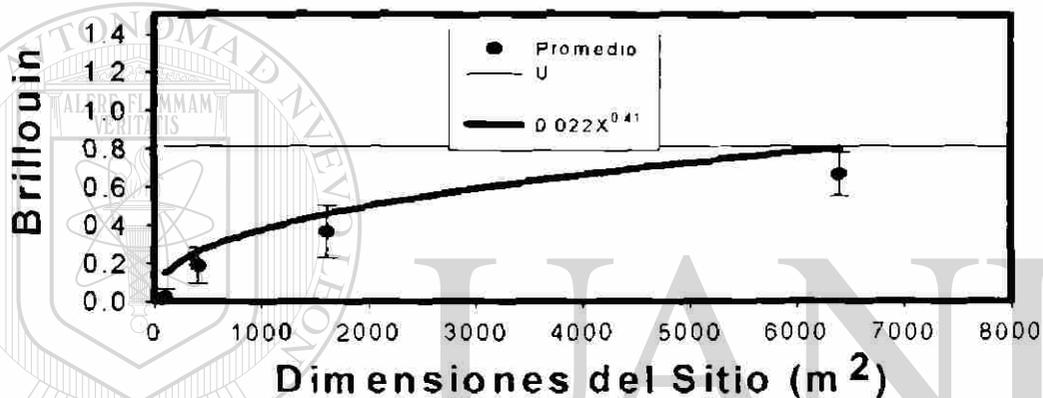


Figura 40 - Distribución de los promedios muestrales del índice de Brillouin respecto al índice de la comunidad.

5.3.10 Índice de Simpson.

Al probar el índice de Simpson en estos bosques se obtienen valores mayores a la unidad (figura 41). Se observa como los promedios muestrales presentan una tendencia a disminuir sus valores cuando las dimensiones de las unidades de muestra aumentan por lo tanto se observa una convergencia estadística con la línea horizontal del índice poblacional. Esto se confirma al modelar la curva de potencia descendente que modela los promedios muestrales y que nos indica que el punto de intersección se ubica en los 400

m². Por lo tanto al utilizar unidades de muestra con dimensiones menores a ésta obtendremos resultados sesgados y si utilizamos unidades de muestra con dimensiones mayores como se observa en la figura 41 vamos a obtener los mismos resultados que con unidades de muestra de 400m², por lo tanto tomando la eficiencia de operatividad, de tiempo y recursos económicos las dimensiones indicadas por el punto de convergencia es la más adecuada para este tipo de bosques y para este índice.

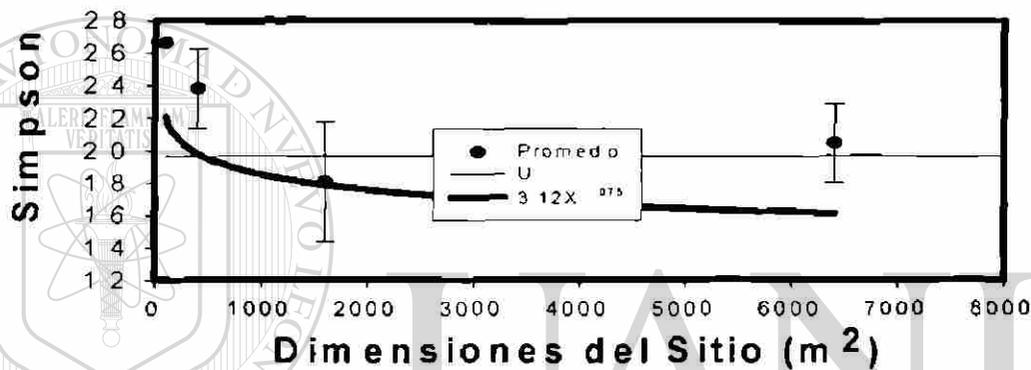


Figura 41.- Distribución de los promedios muestrales del índice de Simpson respecto al índice de la comunidad.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

5.3.11. Índice de McIntosh .

Al probar el índice de McIntosh en este tipo de bosques (figura 42) se aprecia el comportamiento de los promedios muestrales, los cuales tienden a disminuir sus valores conforme las dimensiones de las unidades de muestra aumentan de tal manera que es posible encontrar un punto de convergencia estadística con la línea del índice poblacional. Al modelar la curva descendente que se observa en la figura 42 resulta en una ecuación de potencia ($1.64X^{-0.23}$), la cual modela los promedios muestrales. Esta curva o su modelo de potencia nos indica que el punto de convergencia se localiza

en los 1600 m². Sitios de menores dimensiones a las 1600 m² resultarían en sesgos mayores, mientras que sitios de mayores dimensiones resultarían en gasto excesivo de tiempo y recursos para estimar un parámetro dado por sitios de menores dimensiones.

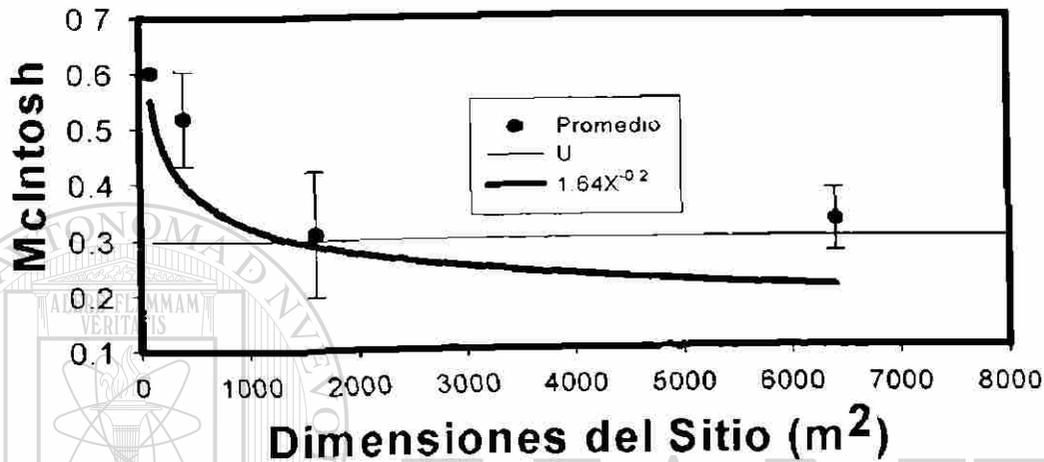


Figura 42.- Distribución de los promedios muestrales del índice de McIntosh respecto al índice de la comunidad.

5.3.12. Índice de Berger-Parker

En la figura 43 se observa los resultados del índice de Berger-Parker aplicado a este tipo de bosques, los valores de los promedios muestrales tienden a aumentar conforme las dimensiones de las unidades de muestra aumentan. Se presume de una convergencia estadística en algún punto de la línea del índice poblacional, la cual resulta al modelar los promedios muestrales con una ecuación de potencia ($1.27X^{0.044}$). Utilizando esta ecuación se observa que sale del origen (0) así mismo se puede ver que la mayoría de los promedios de las unidades de muestra probados se localizan dentro de la línea del índice poblacional por lo tanto se obtienen resultados

similares al utilizar unidades de muestra de 400, 1600 y 6400 m² no así la unidad de muestra de 100 m², por lo tanto para eficacia de tiempo, operatividad y economía podría utilizarse la unidad de 400 m².

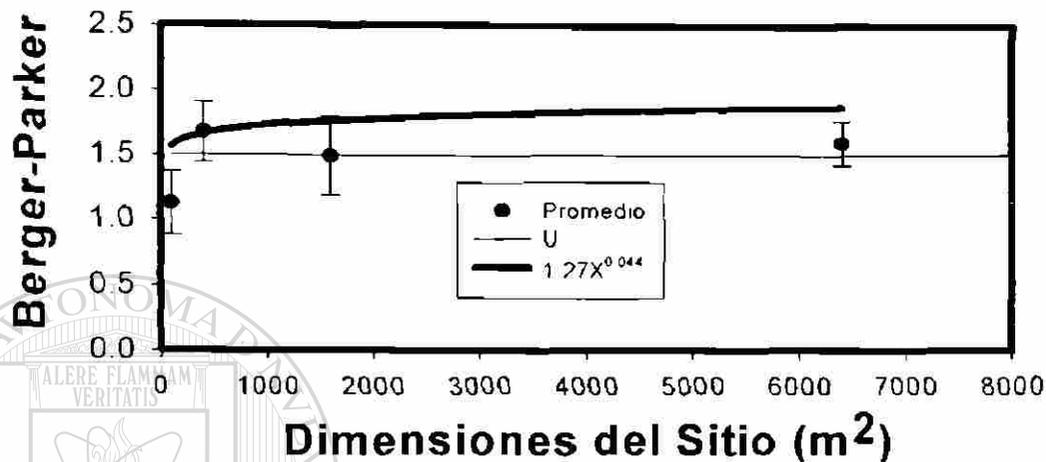


Figura 43.- Distribución de los promedios muestrales del índice de Berger-Parker respecto al índice de la comunidad.

Las conclusiones emergentes sobre el análisis de muestreo para

variables dasométricas y de índices de diversidad refleja que los sitios de

1200 m² podrían asegurar un buen esquema de muestreo porque produciría

estimaciones adecuadas para densidad (No de árboles ha⁻¹), volumen (m³ ha⁻¹), biomasa (Mg ha⁻¹), área basal (m² ha⁻¹). Las dimensiones del sitio

también resultaría en estimaciones adecuadas de los índices de diversidad

de Margalef, Shannon, Simpson, Brillouin, Berger-Parker y McIntosh.

Las dimensiones del sitio recomendados aquí son similares a las dimensiones recomendadas por Graciano (2001) para los bosques mixtos e irregulares de la Sierra Madre Occidental del Estado de Durango. Estas dimensiones son, sin embargo, menores a las utilizadas en inventarios

forestales convencionales, donde comúnmente se utilizan sitios de 1000 m². La explicación al incremento en las dimensiones de los sitios radica en el incremento de la dispersión de los árboles en el espacio dado por mortalidades selectivas por varios factores de disturbio.

5.4. Crecimiento.

5.4.1. Elementos para el Crecimiento del Bosque de la Parcela.

5.4.1.1. La Distribución Weibull.

En la figura 44 se aprecia la frecuencia absoluta observada y modelada por la distribución Weibull. En el recuadro superior se presentan los parámetros estimados por el método de momentos, de acuerdo con la metodología propuesta por Nívar et al., (2000). La distribución Weibull presentó un buen ajuste a las distribuciones diamétricas totales de la parcela (688 árboles), con una valor de $\chi^2 = 3.45$ y $P=0.34$.

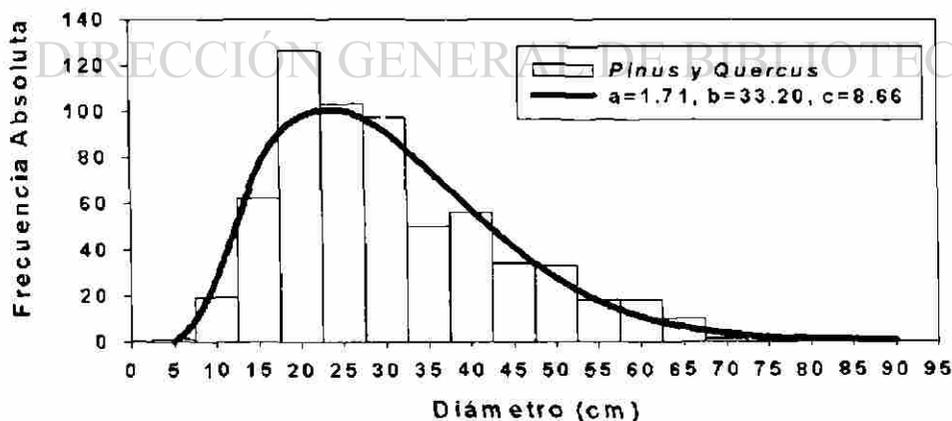


Figura 44.- Histograma de las frecuencias diamétricas y ajuste de la distribución Weibull.

Es decir, la distribución Weibull modela las estructuras adecuadamente. Los polígonos observados y los parámetros $a = 1.71$ y $c = 8.66$ indican la ausencia parcial de regeneración, con diámetros menores que 10 cm. También indica el sesgo de la distribución diamétrica hacia la derecha donde la moda se encuentra en los 20 cm, mientras que el promedio aritmético se encuentra en 26 cm. Es decir, el sesgo produce un mayor número de árboles con diámetros pequeños y a pocos árboles con diámetros muy grandes. La probabilidad de observar árboles con un diámetro mayor que 40 cm = 38%. Es decir, de los 688 medidos en campo, 261 poseen diámetros mayores que los 40 cm. La falta de simetría, pero el desplazamiento de la típica curva de Licourt, indica que el bosque ha sido parcialmente conservado fuera de disturbios antropogénicos y naturales por algún tiempo.

En la Figura 45 se presentan las distribuciones diamétricas observadas y modeladas por la distribución Weibull para *Pinus* y *Quercus*.

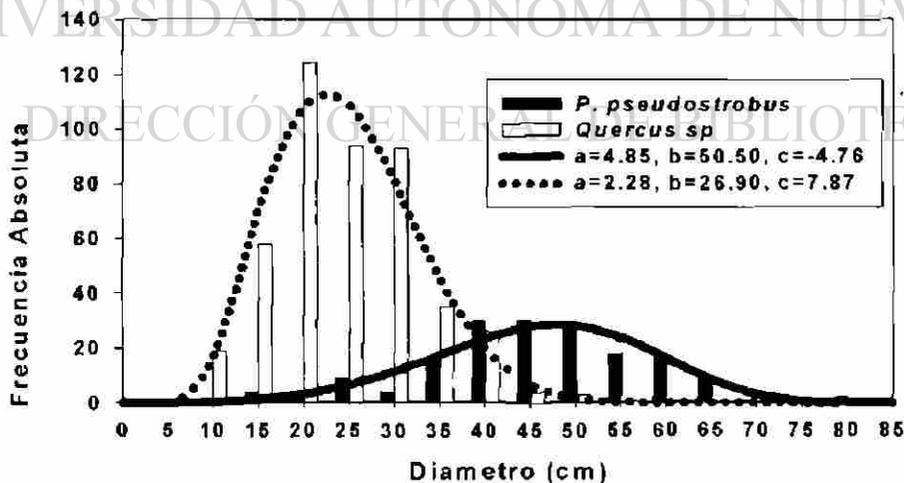


Figura 45.- Histograma de las frecuencias diamétricas y ajuste de la distribución Weibull para cada un de los géneros.

Es claro el desplazamiento de la estructura diamétrica de los pinos con respecto a la estructura de los encinos. También se observa una amplia zona de traslape entre las dos distribuciones en el rango de los 5 hasta los 50 cm de diámetro. A este respecto, se nota la presencia de regeneración de *Pinus*, aunque en densidades bajas. Esto se puede dar en claros del bosque o bajo algunos encinos, como ha sido demostrado en sus investigaciones por Eckelmann (1992).

Ambas distribuciones son mucho más simétricas que ambas en su conjunto, indicando la estabilidad o el equilibrio en el que se encuentran ambas poblaciones. Este equilibrio parece estar hasta cierto punto ausente de competencia interespecífica, como ha sido parcialmente demostrado por Navar et al., (En prep.) para bosques de la Sierra Madre Occidental.

5.4.2. El Crecimiento Diamétrico de los Árboles del Género *Pinus*.

En forma resumida se discute que cuando los vecinos son de diferente especie (pino-encino), las variables estadísticamente significativas que contribuyeron a explicar la varianza del incremento en diámetro fueron un índice dado por la relación altura del árbol competidor/altura del árbol centro (sin dimensiones) y el índice de competencia de Martín y Ek, el cual se basa en el índice del diámetro del árbol competidor sobre el índice del árbol sujeto, multiplicado por la distancia entre la suma de los diámetros de los dos árboles. El modelo resultante fue el siguiente:

$$\Delta D = 2.1706 + 0.6747(H_c/H) - 0.01597 \text{ IME}$$

$$r^2 = 0.07; S_x = 0.71 \text{ (mm año}^{-1}\text{)}$$

Donde ΔD = incremento en diámetro (mm año⁻¹), H_c = altura del árbol competidor (m), H = altura del árbol sujeto (m), IME = índice de Martín y Ek.

A pesar de que los estadísticos de bondad de ajuste del modelo no fueron tan buenos como se esperaba, las variables incluidas son estadísticamente significativas al $p=0.05$. El modelo explica que cuando el árbol competidor es un encino, el incremento en diámetro del pino crece con la altura y el diámetro del encino. El incremento es más notorio cuando las alturas de los dos individuos son similares y aumenta un tanto sutilmente cuando los diámetros son iguales.

El modelo resultante cuando los árboles vecinos son de la misma especie fue el siguiente:

$$\Delta D = 2.3577 + 0.0032(\text{Cob}) - 8.2631 \text{ IBella}$$

$$r^2 = 0.05; S_x = 0.75 \text{ (mm año}^{-1}\text{)}$$

Donde ΔD = incremento en diámetro (mm año⁻¹), Cob = cobertura del árbol sujeto (m²), IBella = índice de Bella.

A pesar de que los estadísticos de bondad de ajuste del modelo no fueron tan buenos como se esperaba, las variables incluidas son estadísticamente significativas al $p=0.05$. El modelo para cuando los vecinos son de la misma especie (pino-pino) indica que la cobertura del árbol sujeto influye positivamente en el incremento en diámetro del árbol sujeto. Es decir,

a mayor cobertura, mayor incremento del árbol sujeto. Por otro lado, a medida de que el índice de Bella incrementa, el incremento en diámetro disminuye notoriamente. El índice de Bella explica que a medida de que el árbol sujeto posee menos traslape de cobertura con el árbol competidor, el árbol sujeto tendrá un mayor incremento en diámetro.

Estas observaciones indican la competencia intraespecífica a que están siendo sometidos los pinos de la parcela bajo estudio. Es decir, la competencia entre pino y pino es muy notoria en el segundo modelo de incremento en diámetro. Sin embargo, en el primer modelo se observa un efecto casi simbiótico entre los pinos y los encinos, cuando están conviviendo como vecinos. Esta investigación sugiere que un proceso de facilitación (los encinos están facilitando el incremento en diámetro de los pinos cuando son vecinos). Esta relación simbiótica ha sido descrita por Callaway and Walker. (1997) y Callaway (1998) para bosques mixtos de

Estados Unidos. Parece que la partición y complementarización de recursos entre pinos y encinos pueden explicar su coexistencia y los mecanismos simbióticos. En este proceso sucesional, los pinos se establecen primero por los requerimientos de luz. Los encinos favorecen este proceso cuando son grandes y no interceptan cantidades importantes de luz. Se ha observado en campo, altas densidades de regeneración de pino debajo de encinos altos. Posiblemente las mejores condiciones del estado de fertilidad del suelo pudiera estar contribuyendo a la germinación y establecimiento de pinos. Esto se ha observado en Tennessee y ha sido explicado principalmente por los altos índices de C:N (Lafon et al., 2000).

Otras explicaciones del establecimiento de pinos debajo de los encinos los ha dado Eckelmann (1992) quién señaló que la germinación de pino debajo del dosel de encinos obedece a la facilitación del lavado de las semillas de las hojas de encino hacia el suelo mineral, lo que no sucede con el mantillo de pino, donde las semillas quedan atrapadas sin alcanzar el suelo mineral. Los pinos sobrepasan en crecimiento a los encinos (Návar et al., En prep.) por sus mayores tasas de crecimiento en diámetro, altura y volumen y porque al crecer entran en competencia por la luz, al quedar debajo de las copas de los encinos.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPITULO 6

Discusión, Conclusiones y Recomendaciones.

6.1. Discusión.

Los diferentes índices de distancias (punto-árbol, árbol-árbol) que fueron establecidos como son: índice de Hopkins y Skellam (1954), Byth y Ripley (1980), Batchelker (1971) y Holgate (1965) mostraron valores que indican la regularidad de la distribución de los árboles en el espacio de la parcela experimental al nivel de la comunidad. Esto se puede observar en la figura 46. De hecho, la distribución probabilística de mayor ajuste en cada una de las estructuras espaciales fue la Binomial, en contraste con la

distribución Poisson. La regularidad en la distribución espacial de los árboles disminuye al realizarse los análisis al nivel de cada una de las especies.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTÉCAS

En contraste, Quiñones (2000) encontró al realizar una caracterización silvícola y estructural del *Pinus pseudostrobus* del Estado de Nuevo León, encontró que las distancias promedio entre los árboles mostraron valores de 2.05 a 2.79 m, presentaron una distribución de árboles con tendencia a formar grupos (índice de agregación $R < 0.80$; índice de ángulos $W > 0.56$). En nuestro caso, los promedios de distancias del árbol a otro árbol es de 3.45 y de un punto a otro árbol es de 3.09 y si observamos los intervalos de

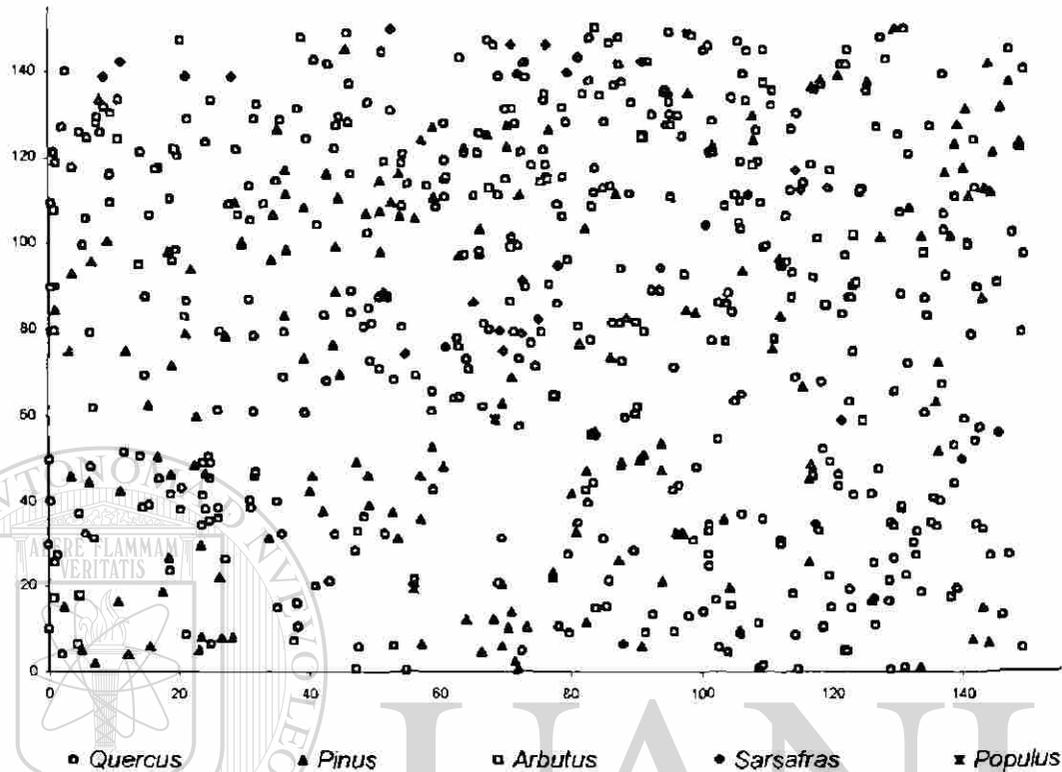


Figura 46. Distribución del arbolado en la parcela de 2.25 hectáreas.

confianza tanto el inferior de árbol-árbol y el superior de punto-árbol no se traslapan entre estas dos poblaciones. Los bosques puros *Pinus pseudostrobus* por sus dimensiones menores a los de nuestra parcela y por el efecto del manejo su distribución sería más aleatoria. Vargas (1999) al caracterizar la productividad y estructura del *Pinus hartwegii* señala que las distancias promedio oscilan entre los 4.51 a 5.60 m sin embargo indican que no son suficientes para derivar en conclusiones sobre distribución espacial, esto pudiera ser ocasionado por los aprovechamientos a que se están sometiendo estos individuos así como a las dimensiones. En esta parcela se observaron 306 árboles ha⁻¹, mientras que Quiñónez (2000)

observó en promedio 474 árboles ha⁻¹. Las dimensiones del arbolado observado en esta parcela son mayores que las observadas por Quiñónez (2000).

Baca (2000) en un estudio realizado en los bosques de Pino-Encino de la Sierra Madre Oriental menciona que este tipo de ecosistema presenta un bosque irregular ya que el índice de mezcla de especies indica que más del 70% de la población crecen junto a individuos de otras especies solo *Quercus* crece junto a individuos de la misma especie, se trata de una población heterogénea con límites de mezcla inferior y superior el género tiene homogeneidad entre especies más no entre géneros. En el caso de este análisis de bosque mixto de la Sierra de San Carlos la comunidad presenta un promedio de 0.399 aproximadamente, 1.5 árboles por lo que podemos decir corresponden a vecinos de diferentes especies, cuando el origen es un Pino aquí sí el 70% de estos cuando menos 3 de sus vecinos

corresponden a diferentes especies en el caso de cuando el origen es un *Quercus* aquí aproximadamente el 68 % crece junto a por lo menos uno de sus vecinos corresponde a diferente especie. García (2002) observó en un estudio realizado en bosques mixtos que de acuerdo al índice de mezcla de especies tienen una distribución mixta del arbolado muestreado ya que en el 42% dos de sus vecinos son de diferente especie y un 32 % tres de sus vecinos son de diferente especie.

En relación a la diferenciación estructural, los resultados de la comunidad indicaron un valor promedio correspondiente a 0.30, lo que lo

ubica en un nivel de diferenciación diamétrica moderada. Para el caso de cuando el origen es un Encino y los vecinos son Pino, el promedio corresponde al mismo valor de la comunidad. Cuando el pino es el origen y su vecino más cercano es un pino se localiza en el nivel ligero por lo que esto coincidiría con los resultados encontrados por García (2002) que indica que el bosque es regular ya que el 67% de los valores se encuentran en el nivel bajo y moderado, de igual forma coincidiría con los resultados encontrados por Baca (2000) pero solo para la comunidad ya que se encuentra distribuidos en los 5 niveles establecidos pero conforme aumenta la diferenciación los individuos que la presentan disminuyen. De igual manera Quiñónez (2000) indica que la diferenciación encontrada la ubica en el nivel de moderado con valores de 0.26 a .40

Respecto a este análisis del índice de alturas los resultados mostraron similares tendencias a las observadas por los índices de diferenciación

diamétrica. Al nivel de la comunidad y cuando el origen es un encino y sus vecinos son pinos se observa el mismo promedio no así como cuando el origen es un pino y su vecino es un pino. En este último caso la diferenciación disminuye al nivel de bajo como podemos apreciar. No existen una enorme variabilidad de acuerdo a este índice. Baca (2000) menciona que se manifiesta una amplitud de distribución en todos los estratos en altura con porcentajes semejantes, tanto en la población como en los sitios de muestreo de los bosques de pino-encino. Quiñónez (2000) menciona que en rodales de *Pinus pseudostrabus* se obtuvieron valores promedio de 0.17 a 0.28 ubicándose en la escala de moderada.

El índice de Shannon es uno de los índices más sensible a la riqueza de especies y es prácticamente independiente de las dimensiones del sitio dentro de los rangos observados en los bosque mixtos de la Sierra de San Carlos. Graciano (2001) también indica que en los bosques mixtos de Durango, los índices de Simpson y Shannon fueron los que presentaron mayor sensibilidad por los efectos del manejo, esta sería la diferencia con los de la parcela muestreada en la sierra de San Carlos ya que en esta no existe. Adicionalmente Graciano (2001) menciona que los modelos de abundancia de la serie logarítmica y normal logarítmica describen perfectamente la estructura de la diversidad. Para el caso de los bosques de la Sierra de San Carlos los modelos de la serie geométrica y barra rota se adaptan mejor a parcelas de menor dimensión donde parece estar donde parece estar distribuidos más equitativamente los recursos.

Las dimensiones de los sitios que se recomiendan para medir adecuadamente la diversidad y las estructuras silvícola son de 1200 m².

Romero (1999) establece que para medir diversidad en matorrales, los sitios de 200 a 400 m² serían suficientes. Graciano (2001) también recomienda que en la medición de las variables dasométricas de densidad, biomasa, volumen y área basal se recomiendan los sitios de 1200 m² para los bosques de la Sierra Madre Occidental

La distribución Weibull modela las estructuras diamétricas adecuadamente. De acuerdo a esto, la distribución indica la ausencia de

regeneración así como la presencia de poco arbolado mayor de 60 cm. Ambas poblaciones de pino y encino se encuentran bien balanceadas, características de estadios sucesionales avanzados.

Respecto al incremento en diámetro con el índice de Martín y Ek aun y cuando el ajuste no fue tan bueno indica que el crecimiento del pino es más notorio cuando tiene de vecino a un encino. En lo que se refiera al índice de Bella de igual forma el ajuste no fue tan bueno pero se puede observar que cuando el arbolado sujeto es pino y el competidor es pino existe una competencia intra específica fuerte.

La ausencia de disturbios importantes en esta parcela ha ocasionado el establecimiento u ocupación de casi toda el área, mostrándose en una distribución regular de los individuos. Individuos de diferentes especies ocupan sitios vacíos hasta completar el espacio. Posteriormente la competencia modela este espacio hacia una mayor regularidad. Por otro lado, los disturbios originan aperturas en el área, repercutiendo en agregaciones notorias de las especies.

6.2. Conclusiones.

En este reporte de investigación se establecieron como objetivos la necesidad de entender las relaciones ecológicas, de crecimiento y muestreo existentes entre las poblaciones de pino y encino que cohabitan en los bosques de la Sierra San Carlos, Tamaulipas, México. Se detectó al nivel del

inventario que se requieren sitios de 1200 m² para poder estimar adecuadamente las variables dasométricas y de diversidad de las masas forestales. La mezcla de especies y la variación espacial al que se encuentran los individuos contribuyen al incremento del área de muestreo. Esta diversidad espacial de localización de los individuos en la parcela fue corroborada con la distribución aleatoria regularizada y en ocasiones de grupos aleatorios específicos fue dada por los diferentes índices probados. Los índices estructurales calculados indicaron que cuando los vecinos son de la misma especie las diferencias en alturas y diámetros son muy bajos, no siendo así para cuando los vecinos son de diferente especie. El crecimiento en diámetro fue observado a ser modificado negativamente cuando los vecinos son de la misma especie (pino-pino) y positivamente cuando los pinos tuvieron como vecino más próximos a los encinos. Finalmente, las observaciones de los modelos de diversidad – abundancia arrojaron información del estado intermedio de la sucesión en la que se

encuentra la comunidad al nivel de la parcela. Es decir, la serie geométrica ni tampoco la barra rota fueron buenos modelos para la parcela en general, indicando que esta no se encuentra ni en las etapas xerales ni tardías de la sucesión. Los modelos de la serie logarítmica y el normal logarítmico explicaron de una mejor manera la abundancia de las especies.

6.3. Recomendaciones.

Estas observaciones deben de considerarse cuando se planteen objetivos de manejo de los recursos forestales de la Sierra San Carlos. El inventario y manejo de los bosques mixtos debe considerar los aspectos de la diversidad biológica, las tendencias sucesionales y los ritmos de crecimiento de los ecosistemas de encino-pino de la Sierra de San Carlos,

Tamaulipas, México.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

LITERATURA CITADA

- Acosta M. M. 1991. Modelo de crecimiento para Pinus montezumae Lamb., en el CEF San Juan Tetla, Puebla. Tesis de Maestría, Di. Ci. Fo., UACH., México. 88p.
- Baca., V. J. 200. Caracterización de la estructura vertical y horizontal de bosques de pino-encino. Tesis de Maestría en Ciencias . Facultad de Ciencias Forestales. UANL. 93 Pp.
- Batchelker C. L. 1971. Estimate of density from a sample of joint and nearest neighbour distances. Ecology 52: 353-355.
- Biging, G. S. y Dobbertin, M. 1992. A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. Forest Science. Vol. 38. N° 3, pp. 695-720.
- Brower E. J. 1990. Field and Laboratory for Method General Ecology. Third edition. W. M. C. Brown Publisher. Thir Edition. 237p.
- Byth K., Ripley B. D. 1980. On sampling spatial patterns by distance methods. Biometrics 36: 279-284.
- Caballero, D. M. 1970. Evaluación de cuatro tamaños de sitios circulares en Inventarios Forestales. SARH. Dirección General del Inventario Forestal. SFF. N° 18. México. 25p.
- Callaway, R.M., and Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. Ecology 78: 1958:1965.
- Callaway, R.M. 1998. Competition and facilitation on elevation gradients in subalpine forests of the northern Rocky mountains, USA. Oikos 82: 561-573.

Camacho G. J. N. 1996. Optimización de inventarios forestales para *pinus hartwegii* Lindl. en el Sur de Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México. 53p.

Cao, Q.V. and Baldwin, V.C. 1999. A new algorithm for stand table projection models. For. Sci. 45: 506-511.

Clark P. J. ; Evans F. C. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationship in populations. Ecology 35 (4): 445-453.

Clifford H. T. and Stephenson W. 1975. An introduction to numerical classification, Academic press, London.

Clutter, J.L., Fortson, J.C., Pienaar, L.V., Brister, G.H., and Bailey, R.L. 1983: Timber Management: A Quantitative Approach. John Wiley and Sons. New York. pp: 3-29.

Condes, S. Martinez, J. Millan. 1998. Comparación entre índices de distribución espacial de árboles más usados en el ámbito forestal. Sist. Rec. For. Vol. 7 (1 y 2). Pp. 173-187.

Corral R. J. J. 2002. Estudios ecológicos y estructurales en el bosque mesófilo de montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. Pp. 19-20.

Daniels, R. F. y Burkhardt. 1975. Simulation of individual tree growth and stand development in managed loblolly pine plantations. Division of forestry & Wildlife Resources, Virginia Polytechnic institute and State University. Information report FWS-5-75, 69p.

Devore, J.L. 1987. Probability and Statistics for Engineers and the Sciences. Brooks/Cole Publishing Company. California. 312 p.

Dominguez, P.A., and Navar, J. 1993. I Congreso Mexicano de Recursos Forestales. Saltillo, Coahuila, Mexico.

Eckelman, C.M., 1992. Regeneración y dinámica natural de un bosque de pino encino en la Sierra Madre Oriental en el Noreste de Mexico. III Seminario

Nacional sobre utilización de encinos. Fac. de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L. Mexico. Tomo 1. p. 199-212.

Ek, A. R. and Moserud, R. A. 1974. Forest: A computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species forest-stands. Univ. Wisc. Sch. Nat. Resources Res. Rpt. R 2635.

Enkertin C. E., Cano G., Garza A. R. Vogel E. 1997. Ciencia ambiental y desarrollo sostenible. 1º Edición. México D.F. Ed. Internacional Thomson. 665 p.

Gadow K., Real P., Alvarez J. 2001. Modelización del crecimiento y la evaluación del Bosque. Institut Forsteinrichtung. Georg-August-Univ. Göttingen. 242p.

Fisher R. A., Corbet A. S. and Williams C. B. 1943. The relation between the numbers of species and the numbers of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol. Pp. 40-60.

García E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación Climática de Köppen. 4ª. Edición. Ed. Instituto de geografía. UNAM. México. 246p.

Gadow K, Fuldner K. 1995. Zur Beschreibung Forstlicher Eingriffe. Forstw. Cbl. 114. 151-160.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

George L. Clarke. 1971. Elementos de ecología. Ed. Omega. 4ª edición. Traducción Dr. Miguel Fuste. 370 -375 (637).

Gimaret C., Péliasser R., Pascal J. and Hollier F. 1998. Sampling strategies for assessment of tree species diversity. Veg. Sci. 9 161-172.

Graciano, J. J. 2001. Técnicas de evaluación dasométrica y ecológica de los bosques de coníferas bajo manejo de la sierra madre occidental del centro sur de Durango, México. Tesis de Maestría. Facultad de ciencias forestales. UANL. Linares, N.L., México.

Graham R. L., Fox T. R., Dougherty P. M. 1986. Multiple stress factors: The potential role of system models in assessing the impact of multiple stresses on forest productivity. In. Stress physiology and forest productivity. Proceedings of the Physiology Working Group Technical Session, Society of American Foresters National Convention, Fort Collins, Colorado, USA. 1986. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 239p.

Guerra, P. S., Navar. 2000. Evaluación de la vegetación riparia, insectos acuáticos y peces influenciados por variaciones en la calidad y cantidad de los caudales de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. 150 p.

Hegyí F. 1974. A Simulation model for managing jack-pine stands. P. 74-90 in Growth models for tree and stand simulation. Fries, J. (ed). Royal Coll. Of For., Stockholm, Sweden.

Heltshé J. F., and Forrester N. E. 1985. Statistical evaluation of the jackknife estimate of diversity when using quadrat samples. Ecology 66: 107-111.

Hill M. O. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. Ecology 54: 420-435.

Holgate P. 1965. Test of randomness based on distance methods. Biometrika 52: 345-353.

Hopkins B., Skellam J. G. 1954. A new method for determining the type of distribution of plant individuals. Annals of Botany 18: 213-227.

Husch, B.; Miller, Ch. and Beers, T. W. 1982. Forest mensuration John Wiley. New York. 402p.

Kuusela K. 1960. Variation of the site Pattern and growing stock and its effect on the precision of forest inventory. Acta forestalia fennica. Finlandia. 34p.

Lafon, C.W., Houston, M.A., and Horn, S.P. 2000. Effects of agricultural soil loss on forest succession rates and tree diversity in east Tennessee. Oikos 90: 431-441.

Lamprech, 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, 335 p.

Lewandowski, A. y Gadow, K. V. 1997. Ein heuristischer Ansatz zur Reproduktion von waldbeständen. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 168: 160-180.

Lindsay S.R., Wood, G.R., and Woollons, R.C. 1996. Stand table modeling through the Weibull distribution and usage of skewness information. Forest Ecology and Management 81:19-23.

Lozada, J. R.; Arends, E. 2000. Clasificación ecológica de especies arbóreas, con fines de aprovechamiento forestal. Estación Experimental Caparo, Barina Venezuela. Rev. Forest. Venezuela. 44 (1) PP 81-91.

Ludwing, J., Reynolds, J. 1988. Statistical ecology. A primer on methods and computing. John Wiles. New York. 547 p.

MacArthur R. H. 1957. On the relative abundance of bird species. Proc. Nat. Acad. Sci., USA.

Madrigal, S. X. 1967. Algunos aspectos ecológicos de los bosques de coníferas mexicanas. México y sus bosques. LI (16) :pp. 11-19.

Magurran A. E. 1988. Diversidad Ecológica y su medición, Traducción Antonia M. Cirer. Barcelona, España.

Manzanilla B. H. 1976. Silvicultura de los Encinos. Ciencia Forestal. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. Vol. 1. N° 1. Pp. 54-68

Martín, G. L. y Ek, A. L. 1984. A comparisson of competition measures and growth models for predicting plantation Red Pine diameter and height growth. For. Sci. Vol. 30. N° 3. 731-743.

Mesavage C. Y Grosenbaugh L. R. 1956. Efficiency of several cruising desing on small tracts in north Arkansas. Journal For. 54: 569-576.

Müller-Using B. 1994. Contribución al conocimiento de los bosques de Encino y Encino-pino en el Noreste de México. Reporte científico N° especial 14. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México. 194p.

Navar, Ch. J. 1999. Descripción de la diversidad abundancia de bosques mixtos e irregulares del Ejido San Pablo, Durango, México.

Návar, J. and Contreras, J. 2000. Ajuste de la distribución Weibull a las estructuras diamétricas de rodales irregulares de pino de Durango, México. Agrociencia: Rec. Nat. Ren. 34: 356-361.

Návar, J., Jiménez, J., Domínguez, P.A., Aguirre, O.A., Galvan, M, and Paez, M.A. 1996. Predicción del crecimiento de masas forestales irregulares en base a las distribuciones diamétricas en el sureste de Sinaloa, México. Investigación Agraria. Sis. Y Rec. For. 5(2):214-229.

Návar, J., Graciano, J., and Dale, V. 2002. The establishment of regeneration dynamics in regeneration cuts in mixed, uneven-aged temperate forests of Durango, Mexico. In Prep.

Neumann, M.; Starlinger, F. 2001. The significance of different indices for standstructure and diversity in forests. For.Ecol. and management. Pp145 –147.

Nyysönen Aarne y Voukila Yrjö. 1963. The effects of estatification on the number of sample plots of differents sices. Acta Forestal Fenica. Inlandia. 75. 17p.

Odum P. E. 1972. Ecología. Tercera edición. Interamericana. Traducción. México.

Peet R. K. 1975. Relative diversity indices. Ecology 56: 496-498.

Penttinen A., Stoyand D. Henttonen H. 1992. Marked point processes in forest statistics. Forest Science. 38 (4): 806-824.

Pérez D. R. 2000. Caracterización dasométrica de la vegetación arbórea en el parque ecológico chipinque, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. 89 Pp.

Pielou C. E. 1977. The Interpretation of Ecological Data A primer on classification and Ordination. University of Lethbridge. 1-20 Pp.

Pinto da Costa E. 1990. Biometrical description of stands structure. Biometrical investigation of mixed stands structure in Portugal. Cooperation projet Serra da Lousa- Lisbon/Munich. Instituto superior de Agronomia Tapada da Ajuda, 1399 Lisboa Codex, Portugal.

Pieper D. R. 1973. Técnicas de medición para la vegetación herbácea y arbustiva. Trad. Del Inglés por López Domínguez. Monterrey, México. 199p.

Pommerening A.; Gadow V.; Lewandowski A. 1997. A new approach to describing forest structures. For. Ecol. And Management.

Pommerening A., Wiergard C., Gadow K. V. 1996. Bestandesinventuren in strukturreichen Wäldern. Information Für die Zielstärken-und Wertnachhaltigkeit. Projektbericht. Göttingen. 68p.

Quiñones M. A. 2000. Caracterización silvícola y estructural de rodales de Pinus pseudostrabus Lindl. En el sur de Nuevo León. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León. 93p.

Preston F. W. 1948. The commonness and rarity of species. Ecology, 29. 254-283.

Ripley B. D. 1981. Spatial statistics. John Wiley & Sons. Inc. 252pp.

Rivero B. P.; Zepeda B. M. 1990. Principios básicos de regulación forestal serie de apoyo académico N° 42. Universidad Autónoma de Chapingo División Ciencias Forestales. 262 p.

Rodríguez. F. C. 1998. Aplicación de diseños de muestreo en inventarios forestales. INIFAP (División Forestal). 1º ED. México, D. F. INIFAP. Pp. 9-11.

Romahn, de la V. C. F. 1994. Dendrometria. Universidad Autónoma de Chapingo. 1º Ed. México. Universidad Autónoma de Chapingo. Pp. 256-260.

Romero F. G. 1999. Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. 73 p.

Ruiz, A. M. 1982. Curso sobre Inventarios Forestales. Breve Descripción de algunas Técnicas de muestreo. INIF. Vol. Informativo N° 61. México. 33 p.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México, Ed. Limusa, México, D. F. , 432 p.

SAS. Statistical Analysis System. 1998. SAS Institute Inc. Cary, N.C. USA.

Simpson E. H. 1949. Measurement of diversity. Nature. 163. Pp. 688.

SPP. 1982. Síntesis Geográfica del Estado de Tamaulipas México, D. F. Mapas Temáticas.

Spurr S. H. 1952. Forest Inventory. The Ronald press Company. New York. 476p.

Stiell W. M. 1970. Some competitive relations in a red pine plantation. Dep. Fish. For., Can. For. Serv. Publ. 1275. 10 p.

Tatoni T., Roche P. 1994. Comparison of old-field and forest revegetation dynamics in province. J. Veg. SCI. 5: 295 - 302.

Thomas, C. 1975. Ecología y Biología de las Poblaciones. Ed. Nueva editorial Internacional S. A. C. V. 30-70 p.

Torres E. M. 2000. Análisis estructural de un ecosistema multicohortal de Pinus-Quercus en una fracción de la Sierra Madre Oriental. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. 90 Pp.

Vanclay, K.V. 1994. Modeling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests. CAB International. Wallingford, Oxon, UK. 312 p.

Vargas, L. B. 1999. Caracterización de la productividad y estructura de Pinus hartwegii Lindl. En tres gradientes altitudinales en el cerro Potosí, galeana, Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales, Inares, Nuevo León. 93 p.

Villa S., A. B. 1973. Generalidades sobre la forma y el tamaño de los sitios de muestreo usados en inventarios forestales. INIF. Nota 20: 10p.

Wensel L. C. Meerschaert W. J. and Biging G. S. 1987. Tree height and diameter growth models for Northern California conifers. University of California Agric. Exp. Stn. Hilgardia 55(8):1-20.

Whittaker R. H. 1997. Evolution of species diversity in land communities in evolutionary Biology. Vol. 10. Plenum, New York. USA. 1- 67 pp.

Zepeda B. E. M. 1983. Análisis de diez procedimientos para estimar incrementos volumétricos de coníferas. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo, México. 600p.

Zepeda B. E. M. 1990. Predictor de rendimientos maderables probables de Pinus patula Schiede y Deppe, de Perote Veracruz, México. Tesis Maestría en Ciencias. Programa Forestal. Colegio de Postgraduados Montecillo, México. 331p.

RESUMEN AUTOBIOGRÁFICO

Martín Juárez Sánchez

Candidato para el Grado de

Maestro en Ciencias Forestales

Tesis: ECOLOGÍA Y ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE LOS BOSQUES MIXTOS DE LA SIERRA DE SAN CARLOS, TAMAULIPAS, MÉXICO.

Campo de estudios: Ciencias Forestales.

Biografía:

Datos personales: Nacido en Jaumave, Tamaulipas, México el 2 de Julio de 1964, Hijo de Carmela Sánchez Niño y Guadalupe Juárez.

Educación: Egresado en 1984 de la Universidad Autónoma de Tamaulipas de Técnico Superior Forestal; en 1991 de Ingeniero Agrónomo Zootecnista.

Experiencia Profesional: Maestro de horario libre desde 1983 a la Fecha en la Unidad Académica Multidisciplinaria de Agronomía y Ciencias de la Universidad Autónoma de Tamaulipas, elaboración de estudios de Impacto ambiental en el Centro de Investigación y Desarrollo Agropecuario Forestal y de Fauna de la facultad de Agronomía, Colaborador del Ingeniero Arnoldo Uribe en la elaboración de estudio de manejo forestal persistente del predio el Encinal del Municipio de San Carlos, Tamaulipas(1986)., Colaborador del ingeniero Fidel Jiménez Mora en la elaboración del programa de manejo forestal persistente de los ejidos Aquiles Serdan y 16 de Septiembre del Municipio de Tula, Tamaulipas (2000)., Jefe del Programa de Desarrollo Forestal y Caminos forestales en la Dirección de Recursos Naturales de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología del Gobierno del estado de Tamaulipas (1998).