

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCION DE POSTGRADO



**CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA VERTICAL Y
HORIZONTAL EN BOSQUES DE PINO-ENCINO**

TESIS DE MAESTRIA

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

Presenta

JESÚS MANUEL BACA VENEGAS

LINARES, NUEVO LEÓN.

JULIO DEL 2000.

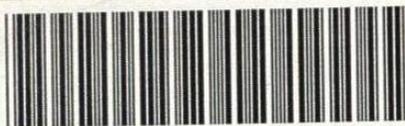
TM

Z599

FCF

2000

B3



1020136368

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



**CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA VERTICAL Y HORIZONTAL EN
BOSQUES DE PINO-ENCINO**

TESIS DE MAESTRÍA

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

Presenta

ING. JESÚS MANUEL BACA VENEGAS

Linares, Nuevo León.

Febrero del 2000.

m

0140-75360

TM
Z 191
FCF
2000
B3



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO

**CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA VERTICAL Y HORIZONTAL EN
BOSQUES DE PINO-ENCINO**

TESIS DE MAESTRIA

para obtener el grado de
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta

ING. JESÚS MANUEL BACA VENEGAS

COMITE DE TESIS



DR. JAVIER JIMENEZ PEREZ
Presidente



DR. OSCAR A. AGUIRRE CALDERON
Secretario



DR. EDUARDO J. TREVIÑO GARZA
Vocal

Linares, Nuevo León.

Julio del 2000.

RESUMEN

El presente trabajo además de sus objetivos académicos y de investigación pretende, *mostrar y conformar técnicas metodológicas para la mejor comprensión de los elementos que constituyen la estructura de asociaciones de géneros como las de Pino – Encino en una fracción de la Sierra Madre Oriental. El estudio se desarrolló en el Parque Ecológico Chipinque, paraje “Las canoas”, dentro de una superficie de 1.0 ha. La metodología propuesta es una combinación de la medición global del bosque y el análisis muestral desarrollado por Földner en 1995 además del análisis estadístico de los índices de distribución. Los resultados en la medición total de la población fueron la base para determinar la abundancia (N/ha) y la dominancia ($G_{1.3}$ /ha) de las especies arbóreas. Mediante sitios de muestreo se definió la frecuencia de las especies, así como el índice de diferenciación diamétrica (TD), área basal (AB) y de altura (TH), así como el índice de mezcla de especies (DM). Lo anterior se efectuó para la población y para las 10 especies arbóreas definidas. La determinación de la estructura vertical está ligada de manera precisa al valor de (A) y (A_{max}), tanto para la población total como para población en el muestreo. De tal forma que al comparar los valores resultantes de la distribución vertical de especies presentes por estrato, la utilización del índice (A) de Pretzsch, fue la base para evaluar el índice de distribución vertical,. Los resultados mostraron que *Pinus pseudostrobus* es la especie con mayor dominancia en el ecosistema pino-encino, seguida de *Quercus rysophylla* y *Quercus canbyi* . Los índices de diversidad de Shannon y de Simpson describen en buena forma la diversidad de especies arbóreas del bosque mixto de pino-encino, el índice de Shannon, es sensible a la riqueza de especies denotando la desigualdad en la abundancia de las mismas. Y por otra, el índice de Simpson indica la poca dominancia de las interespecífica a excepción de *Pinus pseudostrobus*.*

El índice porcentual de mezcla de especies permite determinar la estructura específica del ecosistema pino-encino, teniendo como base las relaciones próximas entre las especies.. De acuerdo al índice de mezcla de especies este ecosistema presenta un tipo de bosque irregular, dado que más del 70% de la población crecen junto a individuos de otras especies. Sólo en el caso de *Q.rysophylla* y *Q.canbyi* que por lo general se desarrolla junto a individuos de la misma especie. El índice de riqueza de especies de Margalef y los índices de diversidad de Shannon y de Simpson determinados a partir de los sitios de muestreo no presentan diferencias notorias con respecto a la medición total de la población. De acuerdo al índice de mezcla de especies este ecosistema presenta un tipo de bosque irregular, dado que más del 70% de la población crecen junto a individuos de otras especies. En cuanto al índice de diferenciación diamétrica, el *Pinus pseudostrobus* y *Quercus cambyi* aportan un 33.3% y 33.2% respectivamente, *pinus pseudostrobus* se presenta en los cinco grupos de diferenciación confirmando un balance de este índice. Los datos obtenidos de la diferenciación en área basal , dan la oportunidad de soportar y clarificar el conocimiento cuantitativo de la estructura horizontal de la población arbórea en estudio. El uso de distribuciones estadísticas e índices de dispersión coadyuvan al conocimiento y medición de patrones espaciales de las especies en las comunidades, y por consecuencia, mediante la definición y aplicación de las variables dasométricas estructurales; diversidad de especies, porcentualidad de mezcla de especies, diferenciación dimensional y distribución espacial es posible caracterizar en forma cualitativa y cuantitativa la estructura horizontal y vertical de especies arbóreas en ecosistemas de tipo multicohortal.

CONTENIDO

1. INTRODUCCION.....	1
1.1. Objetivo	4
1.1.1. Objetivo general.....	4
1.2. Hipótesis:.....	5
2. ANTECEDENTES	6
2.1. Diversidad de especies.....	14
2.2. Análisis de la Comunidad	17
2.2.1. Diversidad de especies	17
2.2.1.1. Índice de Shannon (H).....	18
2.2.1.2. Índice de equitatividad (E).....	20
2.2.1.3. Índice de Simpson (D).....	21
2.2.1.4. Índices de riqueza de especies	22
2.3. Abundancia, dominancia y frecuencia de especies arbóreas	23
2.4. Descripción de características estructurales.....	26
2.4.1. Diferenciación dimensional	26
2.4.2. Índice de diferenciación diamétrica (TD).....	26
2.4.3. Índice de diferenciación en altura (TH).....	27
2.5. Índice de Distribución Vertical de Especies (Índice A).....	28
2.5.1. Índice porcentual de mezcla de especies arbóreas (\overline{DM}).....	29
2.6. distribución espacial	30
2.7. Análisis de la comunidad	36
2.7.1. Inventario para la obtención de índices estructurales	37
2.7.1.1. Técnica de puntos en cuadrante	37
2.7.1.2. Técnica del grupo estructural de los cuatro árboles	38
2.8. Análisis de Patrones Espaciales.....	39
2.8.1. Modelos de abundancia de especies.....	41
3. MATERIALES Y METODOS	43
3.1 Descripción del área de estudio.....	43
3.1.1 Descripción del área de influencia del proyecto de investigación	43

3.2. Metodología de investigación	48
3.2.1. Localización general del área a muestrear	48
3.2.2. Delimitación de la Muestra.	48
3.3. Medición paramétrica	49
3.3.1. Inventario forestal (operatividad).....	49
3.4. Estimación básica, (Dasometría estructural).	52
3.4.1. Trabajo en gabinete	52
3.4.1.1. Abundancia, Dominancia y Frecuencia de Especies Arbóreas.....	52
3.5. Indices de diversidad.....	55
3.5.1. Índice de Shannon (H').....	55
3.5.2. Índice de equitatividad (E).....	56
2.5.3. Índice de Simpson (D).....	56
3.6. Diferenciación dimensional.....	57
3.6.1. Diferenciación diamétrica (TD).....	58
3.6.2. Diferenciación en altura (TH)	59
3.6.3. Índice de distribución vertical de especies (A)	60
3.6.4. Composición Específica (DM).....	61
3.7. Distribución espacial.....	62
3.7.1. Análisis de patrones espaciales	62
4. Resultados y Discusión.....	64
4.1 Estimación de parámetros estructurales.....	64
4.1.1 Parcela "Parque Ecológico Chipinque"	64
4.2 Análisis de abundancia, dominancia y frecuencia de las especies.....	65
4.3. Diversidad de las especies arbóreas.....	67
Indices de riqueza de especies.....	69
4.4. Diferenciación diamétrica (\overline{TD}).....	69
4.5. Diferenciación en área basal (AB).....	71
4.6. Diferenciación en altura (\overline{TH}).....	73
4.7. Índice de Mezcla de especies \overline{DM}	76
4.8. Indices de riqueza y diversidad de especies arbóreas en sitios de muestreo y población.....	80

4.9. Descripción de la distribución vertical de las especies	83
4.9.1. Índice de distribución vertical (A)	86
4.10. Distribución especial.....	87
4.10.1. Patrones espaciales de las especies	87
5. CONCLUSIONES.....	96
BIBLIOGRAFIA	101

1. INTRODUCCION.

Las tendencias de investigación de poblaciones arbóreas apuntan hacia el conocimiento más profundo de la dinámica de las especies, y hoy no se conforma el mundo científico con los resultados básicos que sólo permiten conceptualizar a las comunidades arbóreas como entes estáticos, sino que en la actualidad las tendencias de operación, manejo y de la opinión pública sobre el ecosistema productivo conllevan a realizar análisis profundos sobre la relación del desarrollo del sistema natural (comunidad vegetal), buscando el dar sentido a la importancia de las especies en el ecosistema de acuerdo a la función de cobertura, área basal, número de individuos por hectárea, especies presentes y su distribución espacial.

La actividad forestal en México, ha evolucionado a través de los años en beneficio y/o perjuicio dependiendo de la óptica en que se vea, ya que un sector del público (población en general) reiteran que el beneficio solo ha sido para un selecto grupo de personas y no para el recursos en sí, de tal forma que a la fecha los ecosistemas productivos forestales no han recibido el beneficio de las técnicas de conservación y manejo. Actualmente se desconocen las técnicas afines a la dinámica real que tienen los ecosistemas, además de existir interrogantes en cuanto al manejo integral y conservación del recurso, teniendo como resultado el Sub aprovechamiento y/o sobre explotación de los bienes y servicios que proveen los bosques.

El presente trabajo además de sus objetivos académicos y de investigación pretende, mostrar y conformar técnicas metodológicas para la mejor comprensión de los elementos que constituyen la estructura de asociaciones de géneros como las de Pino – Encino .

El planteamiento, desarrollo y resultados están soportados en las técnicas necesarias para realizar la caracterización en bosques de Pino –Encino que permitan clarificar las tareas de manejo, conservación y restauración del ecosistema, además del trabajo científico producido por investigadores nacionales y extranjeros, en las últimas décadas

Otro factor que añade interés para realizar esta investigación, es la falta de vinculación de los profesionales forestales dedicados al estudio, manejo y conservación del recurso forestal con la metodología que les permita enlazar los programas de cómputo operados a nivel de computadora personal con los datos dendrométricos obtenidos en censos e inventarios y su análisis para el desarrollo dinámico, veraz y efectivo del conocimiento del manejo y conservación de los ecosistemas forestales.

Los bosques representan el segundo lugar a nivel nacional de los recursos renovables después de los ecosistemas marinos, el 73% del territorio nacional es de vocación forestal y está constituido por arbolado de clima templado frío y por especies tropicales y de zonas áridas. México cuenta con 37 millones de ha. arboladas, de las cuales 27.5 millones de ha están cubiertas por bosques de clima templado frío, donde el 90% de la actividad de aprovechamiento forestal se sustenta (Jiménez y Kramer 1991, 1992). El realizar un análisis de la problemática local de la actividad de la población rural estatal, es importante denotar lo siguiente; se tiene un modelo de producción donde el 95% de los árboles marcados y derribados resulta de las diferentes especies que habitan los bosques de Pino-Encino (Wolf et al., 1986), la tenencia de la tierra, nivel de transformación productiva y soporte técnico- científico, conforman la problemática que presentan los ecosistemas, todo lo anterior, hace posible la realización urgente de estudios de caracterización de ecosistemas forestales

La tendencia a nivel nacional en cuanto al papel que guarda el género *Quercus*, desde los programas de manejo, en donde es considerado como factor de competencia con el género *Pinus* principalmente, y sumando la forma conceptual equivocada de caracterizarlo a partir de parámetros exclusivos de coníferas, redundante en que los trabajos de manejo de ecosistemas cubiertos por asociaciones de éstos dos géneros distan mucho de la realidad ecológica del ecosistema forestal. Un ejemplo de esto lo consigna Negreros et al., (1984), donde se recomienda la eliminación del área basal hasta 10 m², con la finalidad de reducir la competencia entre *Pinus* y *Quercus*.

Las tendencias de opinión pública y de instituciones involucradas en el manejo y conservación de ecosistemas forestales, así como la operatividad y los resultados de los programas de aprovechamiento técnico de los recursos forestales, parecen empujar a todo intento de interpretar la dinámica de las especies dentro de un ecosistema hacia un punto, donde converge la filosofía del reencuentro de hombre con la naturaleza, los avances científicos y la lucha del desarrollo antropogénico, como si se buscara una reconciliación con la naturaleza.

En el presente trabajo de investigación se pretende conjuntar las ideas filosóficas y la argumentación científica ecológica, de tal manera que la visión de la dinámica poblacional y los patrones de la comunidad sea determinada bajo la línea de estadística ecológica fundamentados en la interpretación y valoración de las interacciones interespecíficas e intraespecíficas de comunidades arbóreas, mediante la manipulación experimental, teniendo como base el análisis de la estructura la estructura horizontal y vertical en especies arbóreas, ubicadas en ecosistemas caracterizados por su diversidad de especies y valores dendrométricos heterogéneos. siendo pues

el objetivo fundamental es desarrollar el conocimiento sobre aspectos de caracterización estructural de ecosistemas aportando bases firmes para la toma de decisiones, para su comprensión y su manejo con un resultado a corto plazo, que permita vislumbrar las bases para desarrollar las estrategias del manejo sustentable de los recursos naturales.

1.1. OBJETIVO

1.1.1. Objetivo general

Aplicar una metodología que permita definir estructuralmente un ecosistema con la finalidad de obtener conocimientos de los aspectos básicos mediante la utilización de especies arbóreas.

objetivos específicos.

Analizar e interpretar la estructura formada por comunidades arbóreas de Pino-Encino en dos áreas con diferentes niveles y tipos de perturbación.

Desarrollar la aplicación del muestreo "Grupo estructural cuatro" propuesto por Földner (1994) a nivel regional.

Desarrollar conocimientos básicos para establecer una metodología analítica que permita describir la estructura horizontal y vertical en áreas arbóreas mixtas.

1.2. HIPÓTESIS:

Es factible aplicar una metodología que permita mediante el análisis de abundancia, dominancia y frecuencia, inferir la estructura horizontal y vertical de especies arbóreas.

2. ANTECEDENTES

Los ecosistemas son el espacio físico donde el ser humano desarrolla sus actividades, se reproduce vive en comunidad y desarrolla sus potencialidades. Los métodos que se adoptan para aprovecharlos inciden de manera determinante es su preservación, protección y mejoramiento, o bien en su deterioro, degradación y extinción. (Cepal, 1991).

México se distingue por su gran diversidad de especies de flora y fauna y de comunidades naturales. La flora la constituyen: 22 mil a 30 mil especies de plantas vasculares, que comparada con la flora Europea es 2 veces mayor a ésta, significando un 10% de flora mexicana con respecto a la mundial, aquí en México se encuentran más cantidad de especies de pinos y encinos, que en ningún otro país del mundo; la avifauna posee 1000 especies distintas, que constituyen casi la quinta parte de la mundial. (Gómez-Pompa,A., 1985). Además de la riqueza florística y faunística, existe una alta proporción de endemismo, motivos más que suficientes para proyectar u ejecutar estudios de ecosistemas con carácter ecológico-evolutivo,

El aprovechamiento de los Recursos naturales con nuestro país ha priorizado el crecimiento económico sobre la base de modelos tecnológicos especializados que no reconocen las características de los ambientes dando como resultado la sobre explotación de los ecosistemas forestales.

En México las investigaciones en el medio rural y sobre todo en lo que respecta a los ecosistemas productores de bienes y servicios forestales se han enfocado a objetivos económicos soslayando los efectos ecológicos tales como la erosión, deforestación, desequilibrio hídrico y la pérdida de la biodiversidad.

Como parte y producto de la naturaleza, el hombre depende de ella, los productos que requiere para su subsistencia constituyen sus recursos naturales, aire, suelo, agua, rocas, plantas y animales son los recursos naturales básicos, no solo la vida del hombre, sino de todo ser viviente. (Gómez Pompa, A. 1985).

El desarrollo de las zonas dotadas de un ecosistema forestal implica el aprovechamiento de la potencialidad de los recursos bajo un esquema de conservación, de tal forma que el aprovechamiento eficiente comprende tanto las dimensiones socioecológicas y tecnológicas como las ecológico-ambientales (Toledo, C. 1984).

Con la firme intención de dar idea de la importancia y magnitud de lo que representa el macizo forestal templado-frío donde se establecen las comunidades de bosque de Pino – Encino, revisemos la siguiente información; se establece en una superficie de 634,485 km² y donde la región comprende las principales montañas mexicanas incluidas la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental y los complejos montañosos de Chiapas y Oaxaca. La región representa de 25 por ciento de la superficie del país. Muchas de las principales ciudades del país se localizan en esta unidad: la Ciudad de México, Guadalajara, Morelia, Toluca, Puebla, Monterrey . Aproximadamente 40 millones de personas habitan esta región, sometida a uso intensivo agrícola, forestal e industrial.

La Sierra Madre Oriental alcanza una altura de 3,900 m sobre el nivel del mar y se alarga 1,000 km con un ancho que va desde 60 hasta 200 km. Consiste en montañas, colinas plegadas, valles y planicies. Las cadenas montañosas más prominentes incluyen Sierra de Arteaga, Gorda y La Huasteca

La vegetación puede ser perennifolia o decidua y está constituida básicamente por coníferas y encinos que pueden llegar a crecer de 10 hasta 45 m. Esta cubierta vegetal puede estar compuesta de uno a tres estratos, uno, dos ó tres arbóreos, uno ó dos arbustivos y otro herbáceo. En algunos lugares hay bosques de niebla. Esta comunidad forestal está caracterizada por unas 3,000 especies de plantas vasculares, 30 por ciento endémicas de México. Existen cerca de 41 especies de pinos y más de 150 de encinos, más que en cualquier otra parte del mundo.

El bosque mesófilo es muy rico en vertebrados. De las 298 especies que lo habitan, quince están cerca de la extinción. Debido a la reducida área que cubre (aproximadamente 3 por ciento de la superficie mexicana) y a las altas tasas de deforestación a los que ha sido sometido, es probable que muchas otras especies con distribución restringida también estén en peligro de extinción.

De los vertebrados de Mesoamérica, 23 por ciento habita en los bosques coníferos de esta región. Seis por ciento de ellos tiene a estos bosques como único refugio. De un total de 294 especies de vertebrados, 20 están oficialmente en la lista de animales cercanos a la extinción. Entre ellos: lobo, coyote, puma, ardilla, ratas y ratones. Las aves en la lista incluyen colibrí y pájaro carpintero.

Esta región ecológica ha resultado particularmente afectada por las actividades humanas, como la agricultura y la industria. Produce 80 por ciento del abastecimiento de madera de México.

Los bosques de coníferas, de pino-encino, encino-pino y encinos de la región están amenazados a causa de prácticas inapropiadas en el manejo y la

extracción forestal. Los incendios que por naturaleza forman parte del proceso de regeneración de los bosques son, sin embargo, ampliamente utilizados en México como herramienta para cambiar el uso del suelo. El resultado es la alteración de los ciclos naturales del fuego y el aumento en la frecuencia de los incendios. Cerca de 40 por ciento de la superficie ha sido transformada en su uso.

La aventura de estudiar los procesos de producción en los ecosistemas nos lleva al planteamiento de interrogantes como éstas; ¿con que se produce?, ¿como se produce? ¿qué y cuanto se produce?, ¿para que se produce?. El estudio de los ecosistemas responde a la pregunta de con qué, ya que son éstas la base material de la producción. (Toledo et al, 1987).

Los estudios sobre los bosques de pino-encino en el mayor de los casos han estado relacionados con el inventario de las especies (García y González, 1998), y con aspectos ecológicos (Maysilles, 1959; Gordon, 1968; Gallina y Ffolliot, 1983; González et al, 1998) de tal forma que a la fecha no se han desarrollado investigaciones sustanciales, donde; se relacione la diversidad de especies con el manejo forestal. siendo la medición de la diversidad de las especies el obstáculo principal.

Magurran (1988), señala que los índices de Shannon-Wiener, Simpson ó el de Pielou, son de utilidad cuando se pretende comparar dos ó mas áreas diferentes en un ecosistema. por otra parte (Gove et. al., 1994) apunta la dificultad para usarlos como parámetros de algún aspecto a analizar, como en el caso de los parámetros silvícolas.

En cuanto a los estudios de encinares puros y asociados con otras especies, en sólo ciertas regiones del continente americano se han desarrollado investigaciones desde el punto de vista ecológico forestal. y por lo tanto, en

las zonas templadas de Norteamérica y las regiones suroeste y sureste de los Estados Unidos de América, existe un desarrollo científico sustancial en lo que corresponde a esta asociación vegetal (Lauer, 1968; Lozano y Torres, 1974; Blaser, 1987).

Muller (1939), elaboró un esquema de clasificación de la vegetación de Nuevo León, en el cuál están contemplados los tipos de vegetación con clara precisión ecológica, tomando como primer criterio la secuencia altitudinal de vegetación y fundamentados en los tipos de clima (adicionando su fórmula).

En los bosques mixtos de pino-encino de las zonas montañosas, por lo general el genero *Pinus* representa el interés económico principal, y donde gracias a esto , desde años atrás se desarrollan investigaciones específicas, mientras que para el género *Quercus* no ha existido un interés económico minimizando su posibilidad de ser analizado dentro del ecosistema. En estos bosques, los trabajos científicos rara vez tienen como objetivo el ordenamiento taxonómico (Müller-Using 1994).

Posteriormente, Rojas- Mendoza (1965), mejoró el trabajo de Muller al considerar especies de coníferas de fuste alto del género *Abies* y *Pseudotsuga*, clasificándolo como un "bosque perenne aciculifolio.

Otro componente florístico de la montaña es el de "bosque mesófilo", el cuál es dominado por las especies decíduas . Este ocupa las exposiciones norte sobre todo en los pocos lugares húmedos de la Sierra Madre Oriental,

Marroquin (1976), posteriormente recopiló información sobre esta variable, la cuál en condiciones favorables de precipitación aparece de manera más frecuente al sur de la sierra, y donde se presenta con más riqueza de especies (Puig et. al.,1983; Rzedowski, 1966).

Recientemente, Müller-Using (1994), Caracteriza y esquematiza los bosques de encino y encino-pino, apoyándose en la elaboración de perfiles de vegetación, consignándolo en su estudio "contribuciones al conocimiento de los bosques de encino y encino-pino en el noreste de México", diferenciando tres tipos de bandas ó zonas en los bosques en la Sierra Madre Oriental: zonas baja y superior submontana, además de la zona media ó montana de bosques de encino.

La conservación de la biodiversidad ha recibido en consecuencia la atención nacional e internacional (Noss 1991, Noss and Cooperrider 1994, wilson 1992). La biodiversidad mundial, sin embargo tiene poco significado para la mayoría de las personas(Bruserd 1992). y tiene muchas interpretaciones según quien la estudie, es por eso que existen varias definiciones de diversidad biológica(Harrod et all 1996).

por ejemplo, Volland(1980) y Gast (1991), definen a la biodiversidad como "La variedad, distribución y estructura de comunidades de plantas y animales incluyendo todas las etapas vegetativas, arregladas en espacio y tiempo, sostenibles de manera natural y naturalizada, incluyendo plantas y animales salvajes".

por otro lado Wilcox (1984)utilizó biodiversidad para describir la variedad de formas de vida, el papel ecológico que tienen y su contenido genético.

La teoría jerárquica de la biodiversidad sugiere que pasa en los niveles superiores de la organización ecológica, a nivel de paisaje ó ecosistema , limitando los niveles inferiores tales como las especies ó nivel genético(Allen and Star 1982, Noss 1990). La biodiversidad Jerárquica esta compuesta por la genética, especies- población, comunidad –ecosistema , paisaje ó niveles regionales(Grubine 1992,Harrod etal 1996), la biodiversidad puede ser influida por la escala, temporalidad y espacio. Lo anterior es retomado por Aguirre et, al., (1997) , donde apunta que el tipo, número, ordenamiento espacial y ordenamiento temporal de los elementos, son la base para definir la estructura de un ecosistema.

Posteriormente, Jiménez *et al.* (1999) retoma el concepto de estructura, definiéndolo; como el ordenamiento específico de elementos dentro de un sistema. y aplicándolo a la estructura arbórea se refiere entonces a; la distribución de las características individuales dentro de un área forestal, acotando que la diversidad de especies, la distribución espacial y la diferenciación dimensional, permiten definir los atributos estructurales de una comunidad vegetal.

Aguirre *et al.* (1997), hace ver la necesidad de desarrollar metodologías que permitan analizar cuantitativamente la estructura de los estratos arbóreos en ecosistemas mixtos multicohortales, integrando los índices estructurales desarrollados por (Gadow y Földner, 1992) y que a la fecha en nuestro país, solo se han aplicado de manera experimental en algunos trabajos de investigación en tesis de maestría.

Gadow (1999) señala que las variables que hacen posible la descripción de los atributos estructurales en bosques mixtos multicohortales, pueden ser evaluadas a partir de la información del muestreo del vecino más cercano.

Dando la posibilidad de caracterizar las modificaciones estructurales que sufre el ecosistema en tiempo y espacio al ser intervenido.

La determinación de los índices estructurales no solo son propios para los individuos que conforman el ecosistema, es posible entonces particularizar

hasta el nivel de una especie dada o una clase dimensional establecida, confiriéndoles un alto grado de versatilidad y utilidad (Albert *et al.*, 1995).

Existe una gran cantidad de índices los cuáles permiten evaluar la estructura de especies, desde diversas ópticas tales como; riqueza, equitatividad, distribución espacial, similitud y perfiles horizontales y verticales, en donde se consideran los siguientes: el índice de Shannon (H'), (Shannon, 1948), índice de equitatividad (E) (Nagel, 1994), perfil de especies (A) (Pretzch, 1996), índices de segregación (S) de Pielou (Pielou, 1961), índice de agrupamiento (IC) (David-Moore, 1954), índice de Green (IG), (Green 1966 y el índice de mezcla de especies (Mi) (Füldner y Gadow, 1994). y en cuanto a los índices que describen la estructura horizontal del ecosistema; se encuentran: el índice de agregación (R) de Clark & Evans (Clark & Evans, 1954), el índice de distancia entre árboles (D_i) (Pommerening *et al.*, 1997) y el índice de ángulos (W_i) (Gadow y Hui, 1998).

Para caracterizar la estructura dimensional se emplea el coeficiente de homogeneidad (H) (De Camino, 1976) y los índices de diferenciación tanto de diámetro (TD_i) como de altura (TH_i).

2.1. DIVERSIDAD DE ESPECIES

El término diversidad tal vez sea el más comúnmente usado desde temas centrales en congresos hasta en discusiones científicas, existe hoy en día una gran cantidad de publicaciones dedicadas a este tópico, pero pocos como el de Anne E. Marrugan (1988) titulado la diversidad ecológica y su medición; donde pretende proporcionar una guía práctica sobre diversidad ecológica y su medición.

Existen tres razones por las cuales el mundo científico, ecólogos principalmente muestran un gran interés. La primera razón; la diversidad sigue siendo un tema central en ecología, y a pesar de que han pasado más de 130 años en que Thoreau documentó los primeros modelos de variación espacial y Clemens lo hizo en 1916, sobra decir que estos modelos continúan estimulando las mentes de científicos ecólogos (Currie, paquin 1987, May 1986). Segunda razón; las medidas de diversidad frecuentemente aparecen como indicadores del buen funcionamiento del sistema. y Tercera razón; la existencia de notables debates sobre la medición de la diversidad.

El problema se ha agudizado por la extensa propuesta de índices y modelos para medir la diversidad, así pues se piensa que con tanta complejidad se ha llegado a definirla como un "no concepto" (Humbret 1971). hoy en día el término diversidad es una condición de la variedad o diferencia entre miembros de una colección. De tal forma que una población puede presentar diversidad de especies en su composición, estructura de edad, desarrollo, y composición genética, entre otras. (Daniel, 1998).

La dificultad de definir la diversidad estriba en dos elementos: la variabilidad y la abundancia relativa de especies.

Es importante que se pueda entender como medir la diversidad y que se dé a entender con ella, sin olvidar que ésta yace en el eje de algunas de las cuestiones técnicas y prácticas fundamentales de la ecología; como ejemplo del esfuerzo por explicar por que sistemáticamente y previsiblemente hay unos modelos de diversidad latitudinal (Pianka 1985, Krebs 1985, Begon et al, 1986) y porque la diversidad esta relacionada con el área (Mac Arthur y Wilson 1967, Williamson 1983). El debate diversidad – estabilidad (Elton 1958: 1967, 1973,1981,1984; Pimm 1982,1984) es otro ejemplo de los campos en los que las ramas de la ecología teórica se enlazan proporcionando oportunidades para profundizar la comprensión del mundo natural.

Magurran (1988): propone tres categorías para las medidas de diversidad:
Primera.- Índice de riqueza de especies (número de especies en unidad de muestra definida). Segunda.- Modelos de abundancia de especies, describen la distribución de su abundancia y van desde aquellos (modelos) que se caracterizan por una elevada uniformidad hasta en los que la abundancia es muy desigual. y Tercera.- Índices basados en la abundancia proporcional de especies. Índices Shannon, Simpson, (Independientes del espacio). Tomando en cuenta estas tres categorías y profundizando en su conocimiento es posible elegir el tamaño de muestra correcto, definir el área de estudio y seleccionar la técnica apropiada para medir la abundancia.

Es importante tratar a la diversidad de especies como sinónimo de diversidad ecológica, en las primeras fases de un trabajo de investigación y conforme avance se observará que la diversidad de especies no es la única clase de diversidad ecológica. Los procedimientos para medir la diversidad en muchos

de los casos se minimizan, por ello es importante conocer los fundamentos teóricos-prácticos de las fortalezas y futuros de la estadística ecológica.

La definición de estadística ecológica conlleva a innumerables interacciones entre especies, y entre especies y comunidades; pero básicamente es interesante observarla como dinámica poblacional y patrón de la comunidad. La aproximación experimental presupone que la comunidad es subjetiva en la manipulación experimental. Esto puede ser posible al dividir a la comunidad en estudio en proporciones de repetición con varios tratamientos y el control puede ser impuesto, sin embargo cualquier diferencia detectada en la respuesta de medición puede ser atribuida a los tratamientos experimentales (Ludwig y Reynolds 1988).

Finalmente dado el gran número de índices y modelos es difícil decidir cual es mejor método para medir la estructura arbórea. Un buen sistema de elección es el de comprobar el comportamiento (índice y/o modelo) sobre un grupo de series de datos.

Existen dos enfoques para ello. Primero, utilizando datos ficticios es posible observar la reacción en los dos principales componentes de la diversidad: riqueza de especies y uniformidad. Segundo abordar directamente la respuesta de las medidas de diversidad frente a la abundancia de especies a partir de una comunidad ecológica genuina. Un método más científico de seleccionar el índice de diversidad se basa en si cumple en ciertas funciones o criterios como capacidad de discriminación entre localidades, componentes de diversidad que se están viviendo, dependencia sobre el tamaño muestral y si el índice es ampliamente usado y sus propiedades conocidas (Magurran 1989).

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

2.2. ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD

2.2.1. Diversidad de especies

Uno de los aspectos distintivos de las comunidades naturales, es la diferencia existente entre ellas en cuanto a su riqueza específica.

En general, se considera que una comunidad es más compleja mientras mayor sea el número de especies que la compongan (más vías de flujo de energía en la cadena trófica) mientras menos dominancia presenten una o pocas especies con respecto a las demás (Franco *et al* 1998).

A la característica de las comunidades que mide ese grado de complejidad, se le llama diversidad. Aun cuando la diversidad es un concepto que puede entenderse fácilmente en forma cualitativa, la expresión cuantitativa de ésta es aún muy confusa.

El índice de diversidad es un parámetro estadístico derivado de la información de la riqueza de especies y la abundancia de los individuos presentes en el ecosistema Gaines *et al.* (1999),.

Existen una gran cantidad de índices que estiman la diversidad de una comunidad. De éstos, los que se basan en la teoría de la información, son los que mayor impulso han tenido a pesar de sus limitaciones.

2.2.1.1. Índice de Shannon (H)

La base de este índice se fundamenta en la presunción de que los individuos se provienen de un muestreo al azar a realizado en una población infinitamente grande y asume que todas las especies están representadas en la muestra (Pielou, 1975). El valor del índice de diversidad de Shannon de seg'un Margalef (1972) oscila entre los valores de 1.5 y 3.5 y solo de manera extraordinaria llega a un valor de 4.5.

El índice que más se ha utilizado hasta ahora es el de Shannon-Weiner:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i$$

Donde:

H' = Diversidad (bits/individuo)

S = número de especies

P_i = proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (n_i/N_t)

El índice de shannon toma en cuenta los dos componentes de la diversidad: numero de especies y equitatividad o uniformidad de la distribución del número de individuos en cada especie; de acuerdo con esto, un mayor

número de especies incrementa la diversidad y, además una mayor uniformidad también lo hará .

La uniformidad de la distribución para una comunidad puede medirse comparando la diversidad observada en ésta con la diversidad máxima posible para una comunidad hipotética con el mismo número de especies.

Puede demostrarse que cuando $p_i = 1/S$ para toda p_i , se alcanza la uniformidad máxima.

$$H'_{\text{máx}} = \log_2 S$$

Donde,

$H'_{\text{máx}}$ = diversidad bajo condiciones de máxima equitatividad

S = número de especies

Debido a que el índice de Shannon es uno de los más utilizados para medir la diversidad, y que su aplicación se hace sin control, y sin tomar en cuenta sus restricciones de utilización, Daniel (1998) reunió información para aclarar y analizar las ventajas y desventajas de su aplicación práctica.

Ciertas ventajas de la aplicación del índice H , sobresale las descritas por (Hutcheson, 1970; Thompson y Shay, 1989; Qinghoung, 1995):

- sensibilidad mayor a las alteraciones en la abundancia de las especie con menor densidad (raras).
- utilización en la medición de la diversidad en distintos niveles de los ecosistemas y para distintos objetos.

- Presenta propiedades que permite pruebas estadísticas, como la comparación de valores en distintos momentos, en una misma población o comunidad.

Su Grado mayor de eficiencia cuando el muestreo es aleatorio, en grandes comunidades, hacen que el índice de Shannon tenga una aplicación constante en los estudios fitosociológicos, donde se encuentra el mayor número de trabajos que utilizaron este índice para evaluar la diversidad de especies (Daniel, 1998).

2.2.1.2. Índice de equitatividad (E)

El índice de equitatividad del índice de Shannon, se basa en el producto de la relación existente entre la diversidad observada y la diversidad máxima, y cuyo valor se encuentra en el intervalo de 0 y 1.0, en donde la mínima ó nula diversidad será referida por valores cercanos a 0 y los valores cercanos a 1.0 representa una gran diversidad, asumiendo que todas las especies son igualmente abundantes (Pielou, 1969). La equitividad puede entonces definirse como:

$$E = \frac{H}{H'_{\text{máx}}} = \frac{H}{\log_2 S}$$

Este índice se obtiene mediante la siguiente fórmula:

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

donde:

S = número de especies (S>1)

2.2.1.3. Índice de Simpson (D)

Este índice se basa en la heterogeneidad de las especies más comunes presentes en el ecosistema en estudio, y está referido como una medida de dominancia (Magurran, 1988).

La ventaja del índice de Simpson con respecto al índice de Shannon es que su significado biológico es más claro. La deducción del primero se basa en el hecho de que, en una comunidad biológica muy diversa, la probabilidad de que dos organismos tomados al azar sean de la misma especie debe ser baja, cumpliéndose también en caso contrario (Smith 1974). De acuerdo con esto, la probabilidad de que al tomar de una comunidad a dos individuos al azar (con reemplazo), éstos sean de la misma especie, es C .

Para el cálculo de este índice para una comunidad infinita se utiliza:

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

donde:

n = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

A medida que el valor del índice de Simpson se incrementa, la diversidad decrece por lo que es necesario calcular el complemento del índice de Simpson ($1-D$), asegurando de esta manera que el valor del índice aumenta con el incremento de la diversidad.

Mediante la fórmula: $D = \sum p_i^2$ y su complemento $D = 1 - \sum p_i^2$

Intervalo(0-1)

Donde,

D= diversidad (1/C)

Peet (1974) apuntó la factibilidad de dividir las medidas de heterogeneidad en índices de tipo 1 y tipo 2, siendo los índices de Shannon y Simpson los que mejor ilustran esta clasificación. considerando a los índices de tipo 1 como los que más se ven afectados por especies raras, y los índices de tipo 2 con sensibilidad a los cambios en la abundancia de la especie más común (dominancia).

2.2.1.4. Índices de riqueza de especies

La definición de estos índices proporcionan una medida de diversidad muy útil, de tal forma que al obtener una muestra de una población de especies, es necesario distinguir entre la riqueza numérica de las especies (numero de especies por numero de individuos especificados o biomasa) (Kanpton, 1979), y densidad de especies que se refiere al numero de especies por área de recolección (Hurbert,1971).

Las medidas de riqueza de especies, se han utilizado con éxito en innumerables estudios, donde algunos de los autores se distinguen como, Abbot (1974), Connor y Simberloff (1978) y Harris (1978).

Kempton (1979), señala que la distribución de abundancia de especies es mas sensible de distorsiones ambientales que la riqueza de especies por sí sola. Brower, *et al.* (1990) simplifican estos conceptos al apuntar que, "la simple medida de diversidad de especies es el número de especies (S) o la riqueza de especies" (Magurran, 1988). Existen índices sencillos, donde se utilizan algunas combinaciones de S (numero de especies recolectadas, y N(numero de individuos sumados todos los de los S especies), entre ellos se

encuentra el índice de diversidad de Margalef (R1), Clifford y Sephenson, (1975).

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

Y el índice de Menhinick (R2):Whittaker, (1977)

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

La factibilidad de cálculo es una ventaja de estos índices, un ejemplo simple presentado por Magurran (1988) lo demuestra: "en una muestra en la que hay 23 especies de passeriformes representadas por 312 individuos", luego la diversidad puede ser estimada como R1=3.83, y como R2=1.30, donde el R2 se calcula utilizando las S especies, mientras que para R1 se utiliza S-1 especies. Pudiera parecer mas sencillo si en ambos índices se utilizasen uno de los dos parámetros: S o bien S-1, en contra parte Brower, et al., (1990) apunta que los índices R1 y R2 presentan desventajas, ya que no permiten diferenciar entre la diversidad de diferentes comunidades cuando estas presentan el mismo número de especies y el número total de individuos, de tal manera que para obtener una buena medida de la diversidad en un

ecosistema es importante tomar en cuenta el número de especies y la similitud de ocurrencia de individuos en varias especies.

2.3. ABUNDANCIA, DOMINANCIA Y FRECUENCIA DE ESPECIES ARBÓREAS

Para evaluar la importancia de las especies arbóreas en la población se utiliza la abundancia, dominancia y frecuencia como medida de valoración. Tomando como base que la abundancia, dominancia y la frecuencia son

parámetros que le dan el valor a las especies en la población (Mueller y Ellenberg, 1974).

Lamprecht (1990) señala que, la abundancia está determinada por el número de individuos por hectárea, y la dominancia como la variable de proporción del área basal. Siendo el área basal un valor fundamental para evaluar esta.

Para Lamprecht (1990), la cobertura de copa de todos los individuos de una especie determina su dominancia, esto representa un problema en ecosistemas demasiado cerrados como; bosques tropicales, donde la determinación de las proyecciones de las copas no es posible. para solucionar esta situación. se emplea el área basal de los individuos como valor de dominancia. Por lo tanto la dominancia absoluta de una especie es el producto de la suma del área basal individual, expresadas en m^2 . Y la dominancia relativa proviene del calculo de la proporción de una especie en el área basal total evaluada (Jiménez, 1998).

La frecuencia se refiere a la existencia o la ausencia de una especie en determinada parcela, Lamprecht (1990). Torres (2000), define la frecuencia relativa de una población en base a los datos de las especies presentes en el inventario de sitios de muestreo. cotejándola con la información del censo global (frecuencia absoluta) de la misma área.

Con la finalidad de evaluar en forma cuantitativa la relación ecológica de las distintas especies arbóreas existentes en una comunidad de *Pinus pseudostrobus* y *Quercus rysophylla*, Jiménez (1998), desarrolló una investigación, la cuál lo llevó a determinar la existencia de una relación directa entre las especies y el número de individuos presentes.

Burton et al., 1972, define que la medición de la diversidad alfa se refiere a escala local, donde se examina la riqueza de especies y equitatividad, con referencia al nivel de las especies. y la beta diversidad a gran escala por medio de diferenciación es posible examinar, como los índices de diversidad cambian si se incrementa el área. un ejemplo de lo anterior es el estudio realizado por Thiollay (1992), donde utiliza índices de riqueza de especies, índice de Shannon, índice de equidad y el índice de Simpson para evaluar el impacto del aprovechamiento selectivo en diversidad de especies de pájaros.

Zhan et al (1999), realizan un estudio de las características cuantitativas de composición y productividad de un rodal de segundo crecimiento de *Quercus chungii*, en el cuál obtienen mediante la comparación con especies dominantes (del mismo rodal), valores de abundancia, índice de diversidad de Shannon y Simpson, equitatividad de la comunidad, dominancia y volumen de incremento anual por especie. En contra parte (Zhang et al 1999), obtiene los valores para los índices arriba mencionados en parcelas de 1,400 m², analizando todas las especies presentes, tanto arbóreas (*Castanopsis carlessi*), arbustivas y herbáceas, con el objetivo de discutir la fundamentación teórica del manejo de *Castanopsis carlessi*.

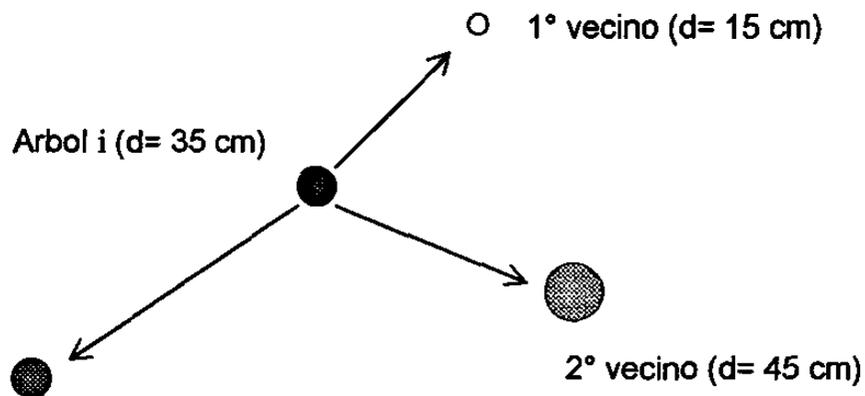
Elliott y Hewitt (1997) se han abocado principalmente a realizar estudios de evaluación de diversidad y riqueza de especies, en sitios perturbados o próximo a hacerlo, aquí algunos ejemplos; estudiaron en once sitios forestales, la composición florística y patrones de abundancia del estrato herbáceo, arbustivo y estratos superiores para evaluar diversidad y riqueza de especies antes de la aplicación de diferentes tratamientos de corta. En 1998 realizaron un estudio de un área con severo disturbio, llegando a definir patrones temporales de composición florística de los diferentes niveles de sucesión.

2.4. DESCRIPCIÓN DE CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES

Una parte importante del trabajo ecológico, tanto pasado como presente, ha sido dirigida hacia la descripción de las características de las comunidades. El objetivo de dicha descripción es proporcionar a otros investigadores una base que les permita formarse una imagen de un área y de su vegetación, para poder compararla con otras comunidades y crear esquemas de clasificación (Clapham 1973).

2.4.1. Diferenciación dimensional

Describe la estructura del ecosistema, siendo las relaciones de las demás especies arbóreas más próximas (Gadow y Földner 1992, Földner y Gadow 1994). Fundamentándose en la relación existente entre el diámetro y altura del individuo muestra y el diámetro y altura del primer vecino, ver figura(1).



le la vecindad arbórea con referencia al árbol i y sus vecinos.

2.4.2. Índice de diferenciación diamétrica (*TD*)

El índice de diferenciación diamétrica, es el resultando de la relación existente entre el diámetro ($d_{1,3}$) para un árbol dado i ($i = 1...N$) y sus n

próximos vecinos cercanos j ($j = 1..n$) (ver figura), y se define al dividir la variable dimensional del árbol más pequeño y la correspondiente del árbol mayor, (ver formula TD=) restando de 1 (Gadow y Földner, 1992; Földner y Gadow, 1994; Földner, 1995; Pommerening *et al.*, 1997; Jiménez, 1998).

Desarrollando:

$$TD = 1 - \frac{D - \min.}{D - \max.}$$

El valor promedio de la diferenciación diamétrica entre el i -ten árbol y sus n próximos vecinos es:

$$\overline{TD}_{ni} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (1 - r_{ij})$$

Arbol-muestra i ($i = 1, \dots, m$), próximos vecinos j ($j = 1, \dots, n$), donde $r_{ij} = \min. d_{1,3}$ a $\max. d_{1,3}$.

El valor medio de \overline{TD} proporciona información sobre la estructura global del ecosistema. Mediante la clasificación del rango de valores de TD de 0 a 1 y la representación de la distribución porcentual de los valores de TD de los sitios de muestreo en estas clases, se obtiene la información detallada sobre la estructura del ecosistema (Aguirre *et al.*, 1998).

2.4.3. Índice de diferenciación en altura (TH)

Método donde su índice permite calcular el índice de diferenciación promedio en altura para el estrato arbóreo de un ecosistema forestal, la diferenciación en altura (TH) oscila entre 0.0-1.0, dividiéndose de la siguiente manera; (débil: 0.0 bis 0.2; moderado: 0.2 bis 0.4; media: 0.4 bis 0.6; fuerte: 0.6 bis 0.8; muy fuerte: 0.8 bis 1.0) Aguirre *et al.* (1998).

$$TH = 1 - \frac{H - \min}{H - \max}$$

El valor promedio de la diferenciación en altura entre el i-ten árbol y sus n próximos vecinos es:

$$\overline{TH}_{ni} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (1 - r_{ij})$$

Arbol-muestra i (i = 1, ..., m), próximos vecinos j (j = 1, ..., n), donde r_{ij} = mínima h a máxima h.

2.5. INDICE DE DISTRIBUCIÓN VERTICAL DE ESPECIES (INDICE A)

Haciendo referencia a los trabajos realizados por Nagel (1994) y Pretzsch(1996), donde se interpretó la distribución de las especies en tres zonas de altura: Zona de altura I: 80% - 100% de la altura máxima de la población, zona de altura II: 50% - 80%, zona de altura III: 0 - 50%. Además de la determinación de la distribución del área basal de las especies sobre las zonas de las alturas y el cálculo del índice de altura de especies (A) de Pretzsch, el cuál cuantifica la diversidad de especies y su ocupación en espacio vertical dentro de la población. El índice A se obtiene entonces de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^z p_{ij} * \ln p_{ij}$$

S = Número de especies presentes

Z = Número de zonas de altura

p_{ij} = Porcentaje de especies en cada zona $p_{ij} = n_{i,j} / N$

n_{ij} = Número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j)

N = Número total de individuos

El valor del índice A se ubica entre 0 y el valor máximo de A (A_{max}). El valor 0 muestra que el rodal se conforma de una sola especie, el cual además sólo se ubica dentro de una zona. A_{max} se alcanza cuando todas las especies se localizan en todas las zonas. A_{max} depende del número de especies presentes (S), así como de las zonas (Z) existentes que ocurren en la población. Este índice se calcula de la siguiente manera.

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

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

Descrito por Földner (1994) como apoyo en el desarrollo del muestreo estructural de los cuatro árboles. Este índice, está conformado por el i-esimo árbol ($i = 1..N$) y sus tres vecinos próximos j ($j = 1,2,3$) definiéndose como la proporción relativa de árboles vecinos de una especie distinta Földner (1995) (Aguirre, 1999). Este índice se desarrolló con la intención de salvar las limitaciones del índice de Shannon, la cuál no permite derivar información sobre la distribución espacial de las especies (Gadow y Földner, 1992). ya que en rodales con igual índice (H') pueden presentar una distribución espacial de los árboles muy distinta.

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

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

Basada en la diferenciación de la especie vecina con referencia al árbol centro de tal forma que si los tres árboles vecinos corresponden a la misma especie del árbol del centro el valor V_{ij} será igual a cero; 0.33 = un individuo pertenece a otra especie; 0.67 = dos de tres individuos pertenecen a otra especie; y si todos los individuos pertenecen a otra especie V_{ij} será igual a uno.

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

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

donde :

N = número de árboles en el rodal

2.6. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

Las poblaciones poseen una estructura concreta y un funcionamiento ordenado de todas y cada uno de los organismos que la componen y que estos a su vez en concordancia con otros grupos de individuos de la misma especie viven en un espacio de terminado.

El patrón espacial de plantas y animales es una característica importante de las comunidades ecológicas, esto es lo que usualmente observamos a cualquier comunidad y por lo tanto es la propiedad más fundamental de cualquier grupo de organismos vivos (Connell, 1963).

Algunos de las propiedades de la población son particular del ó los grupos que se van conformando y están definidas bajo los conceptos de: dispersión (distribución), difusión (desplazamiento) y densidad (No. individuos/área determinada), de acuerdo al desarrollo de la población resultan de la calidad,

mortalidad, distribución de edades potencial biótico y la forma de desarrollo, de tal forma que si entendemos funcionamiento normal de un ecosistema podremos definir su futuro ecológico-evolutivo, Por lo tanto es importante tocar más a fondo los tópicos que a continuación se desarrollarán y que es de suma importancia para entender y diferenciar los parámetros particulares de la población que le vendrán a dar su caracterización(Thomas 1975).

Existen tres tipos de patrones de organización en las comunidades; al azar, por grupos (conglomerados) y sistemático.

La dispersión de la población adopta tres formas a saber: Inmigración, emigración y migraciones. Se considera a la inmigración como el movimiento en un solo sentido hacia la región de la población ó hacia la región aún no habitada de áreas vecinas. La emigración es el movimiento en un solo sentido fuera de una población determinada y resulta básica/e de una sobrepoblación. Migración es la partida periódica de individuos de una región de población y su retorno a ella (Thomas 1975).

El objetivo para detectar patrones espaciales es el generar hipótesis concerniente a la estructura de las comunidades ecológicas (Williams 1976), por ejemplo un caso de estudio realizado por George y Edwards (1976) quienes investigaron la importancia del viento en la inducción del movimiento de agua en una población, patrones horizontales de fitoplanctón y zooplactón en un pequeño reservorio en Gales. Otro estudio también en Gales, Doncaster (1981), suponía que el patrón de grupos de hormigas a lo largo de la isla estaba determinada por la influencia de la exposición y la mezcla de pastos en la vegetación de la isla. Los mecanismos causales son de utilidad para la observar los patrones en las comunidades ecológicas (Pemberton y Frey 1984) .

Los patrones al azar en la población de organismos implica una homogeneidad ambiental y/o un patrón no selectivo o dicho de otra manera los patrones no aleatorios implican algunos contrastes en la existencia de la población, el patrón espacial por grupos indican que las agregaciones individuales se realizan porque existen partes más favorables en el hábitat. De tal forma que las dispersiones uniformes son resultado de las interacciones negativas entre individuos, como la competencia por los nutrientes y el espacio. Por supuesto la detección de patrones y la explicación nos llevará a conocer las posibles causas de los problemas por separado, sin embargo se debe mantener en mente que la naturaleza es multifactorial; y muchos procesos de interacción (bióticos y abióticos) contribuyen a la existencia de patrones (Quinn y Funham 1983).

Hutchinson (1953), fue uno de los primeros ecologistas en considerar la importancia de los patrones espaciales en comunidades e indentificó varios factores causales que llevan los organismos a seguir un patrón: (1) factores vectoriales resultantes de las fuerzas externas ambientales (viento, corrientes de agua e intensidad de luz); (2) factores reproductivos atribuibles a la forma de reproducción de los organismos (clonación y regeneración de progenie); (3) factores sociales; (4) factores colectivos, resultantes de las interacciones intraespecíficas (competencia); (5) factores estocásticos resultando de la variación al azar de cualquier factor predecible. Los procesos contribuyen a los patrones espaciales si consideramos como intrínseca de la especie (reproducción, social y coactivo) o extrínsecos (vectorial). La discusión de las causas de los patrones fue dada por Kershaw (1973), Southwood (1978), y Greig – Smith (1979, 1983).

Según Brower *et al.* (1990) la densidad aislada presenta un cuadro incompleto de cómo una población es distribuida dentro de un hábitat. Así mismo, dos poblaciones pueden tener la misma densidad pero presentar

diferente arreglo de patrones espaciales. El arreglo de los miembros de una población dentro de un hábitat es referido como dispersión o la distribución de patrones de una población. Wells y Getis (1999) señalan que el arreglo de los individuos dentro de un rodal por sitio y edad (estructura del rodal) es en parte determinado por estrategias históricas de la vida de las especies y los disturbios en los rodales.

La estructura espacial es un importante atributo de los bosques, dado que bosques con la misma distribución de frecuencias puede tener estructura espacial completamente diferente.

En la figura 2 se presentan tres bosques hipotéticos, cada uno con los mismos individuos. Los bosques son idénticos con respecto al número de árboles por especie y a la distribución de diámetro y altura. La única diferencia es en la estructura espacial, donde la posición de los árboles y sus atributos son ordenados espacialmente (Gadow y Hui, 1998).

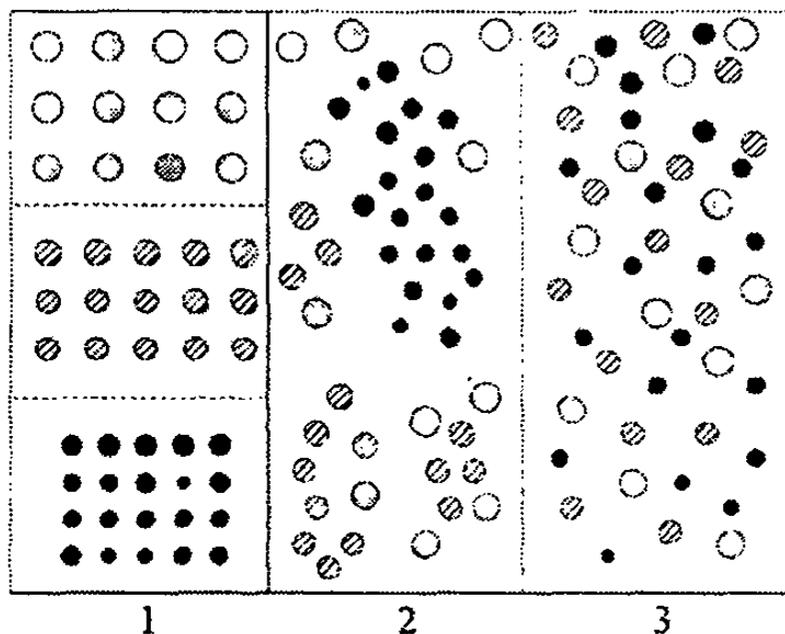


Figura 2: individuos ordenados espacialmente en tres maneras diferentes.

El estudio de la distribución espacial en los ecosistemas forestales es de gran interés en lo correspondiente al manejo de los recursos naturales. Por un lado está relacionada con el crecimiento de los árboles (Pukkala, 1989) y por tanto, de las masas arboladas (Pukkala, 1988; Pukkala, 1989a). Por otro con la eficiencia del muestreo en los inventarios forestales en relación con el tipo de muestreo empleado (Christman, 1997) y con la estimación del número de metros cúbicos por hectárea (Loesth, *et al.*, 1973).

La inclusión en la toma de datos de la posición de los árboles en los inventarios nacionales de algunos países ha servido como punto de partida para las investigaciones sobre las distribuciones espaciales forestales.

Los ecosistemas forestales pueden responder por lo general a ciertos patrones de distribución espacial (Figura 3), los cuales se ubican dentro de tres formas de constelación espacial (Clark y Evans, 1954; Brewer, *et al.*, 1982; Brewer, *et al.*, 1990; Condes y Martínez, 1998):

-Aleatoria: los individuos están distribuidos al azar dentro del espacio disponible. No existe ningún tipo de interacción entre los mismos. Debiéndose cumplir dos condiciones para poder aceptar este tipo de distribución espacial: (1) todos los puntos del espacio tienen la misma probabilidad de ser ocupados por un árbol y (2) la presencia de un individuo en cierto punto, no afecta a la ubicación de otro organismo. Estos patrones espaciales se representan matemáticamente mediante la distribución de tipo Poisson.

-Regular: este tipo de distribución ocurre cuando individuos presentan cierta tendencia a mantener entre sí una distancia próxima a la similitud. Surge como consecuencia de una repoblación o como respuesta a una fuerte competencia por alimento o espacio. La representación matemática de este

proceso es la distribución uniforme o sistemática (Penttinen, *et al.*, 1992), anteriormente Elliot (1973), Ludwig y Reynolds (1988), propusieron la distribución estadística de frecuencias binomial positiva.

-Agrupada: esta distribución esta conformada por grupos de organismos, alternándose con espacios abiertos. Tal proceso ocurre como consecuencia de la interacción entre los individuos que componen una cierta masa forestal, o bien como resultado de la ausencia de homogeneidad en el sitio, comportamiento gregario y modo reproductivo. Este tipo de distribución se denomina agrupada. La representación matemática más sencilla de este tipo de distribución es una función de doble Poisson o Neyman tipo A (Pielou, 1977). y la binomial negativa por Ludwig y Reynolds (1988).

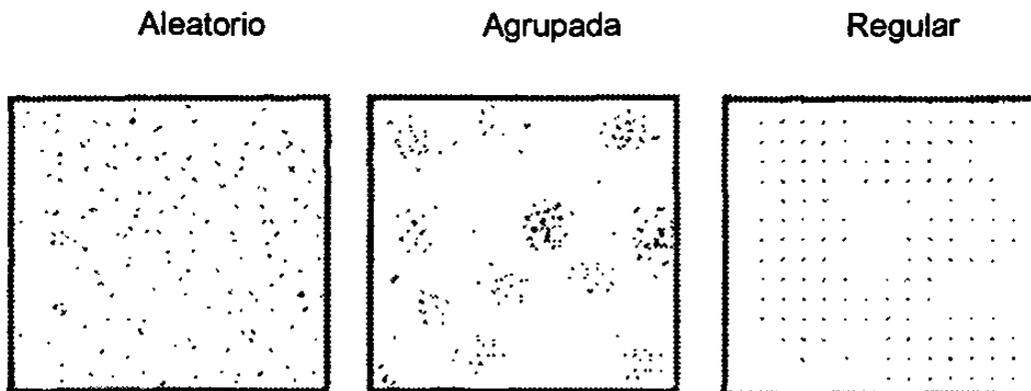


Figura 3: Tipos de distribución espacial.

De acuerdo con Brewer *et al.* (1982) la suposición básica de estudios de distribución espacial es que los individuos de una especie serán espaciados aleatoriamente a menos que estén sometidos a algún tipo a distribución. Los organismos pueden presentar patrones de distribución en el terreno y ellos

pueden también presentar patrones en su distribución relativa a otras especies. Dado lo anterior se presentan dos tipos de asociación: Asociación positiva cuando una especie tiende a crecer cerca de otra y asociación negativa si una especie parece evitar alguna otra.

La distancia de un individuo a otro proporciona una variable para la medición del espaciamiento que obvia el uso de cuadrantes y por lo tanto elimina el efecto del tamaño del cuadrante (Clark y Evans, 1954). Viktorov (1947, citado por Clark y Evans, 1954) midió la distancia de un árbol a todos los demás individuos conectados a éste por una línea directa y usó esta información para estimar la variabilidad de las distancias.

2.7. ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD

El evaluar los recursos forestales es la primera acción dentro del área de interés, donde los parámetros evaluados darán la posibilidad de realizar una mejor toma de decisiones sobre su manejo, aprovechamiento, protección y fomento. Es indudable que el conocer la cantidad, condición, distribución, ubicación y la dinámica de los recursos nos permitirán asegurar los juicios necesarios para la realización del manejo sustentable del área en cuestión.

Por supuesto, la planeación y la utilización de los recursos requieren de información precisa y detallada, y son los inventarios forestales la herramienta básica para sentar las bases de una administración técnica organizada.

2.7.1. Inventario para la obtención de índices estructurales

2.7.1.1. Técnica de puntos en cuadrante

Existen varias técnicas de muestreo de vegetación que utilizan la medida de la distancia entre plantas o la distancia entre las plantas y un punto elegido al azar. La ventaja principal de estimar números de individuos por su distancia media, en vez de contarlos en cuadrados o bandas, es que no se necesita delimitar zonas, lo cual, sobre todo en los estratos arbóreos puede resultar muy costoso por el tiempo requerido.

Entre las técnicas que utilizan medidas de distancia, las más usadas son las técnica de puntos en cuadrantes y la de pares al azar; ambas son útiles para muestrear comunidades en las que los individuos se encuentran relativamente espaciados (generalmente comunidades en las que dominan árboles o arbustos).

Para la técnica de puntos en cuadrantes se localizaron puntos al azar dentro del área de muestreo. Sin embargo en muchos casos es conveniente escoger puntos a lo largo de una serie de líneas transecto que crucen el área de describir.

La zona que rodea al punto de muestreo se divide en 4 partes iguales o cuadrantes (de ahí el nombre de la técnica); para cada cuadrante se mide la distancia entre la planta más cercana al punto de muestreo y el punto mismo (figura 1.) Se recomienda en general, un mínimo de 20 puntos de muestreo.

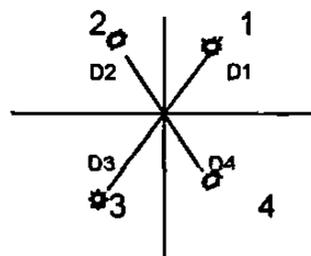


Figura 4

2.7.1.2. Técnica del grupo estructural de los cuatro árboles

La aplicación en la práctica de los índices para la caracterización estructural depende, de los objetivos de caracterización, conservación ó manejo del ecosistema forestal ,lo cuál permitirá realizar una toma óptima de decisión asegurando que los procedimientos para la obtención de la información de campo sean óptimos en tiempo y costos (Gadow, 1999).

La experiencia que se ha obtenido en campo durante muchos años, permite indicar que los sitios de muestreo circulares son adecuados cuando se trata de estimar las existencias volumétricas. Estos sitios además, contienen valiosa información principalmente para el análisis de la estructura de las especies. De tal forma que a partir de datos de sitios circulares en los que se registra la ubicación de los árboles pueden ser utilizados para inferir algunos índices dependientes de la distancia. Teniendo el inconveniente de no definir la influencia y el producto de las relaciones de vecindad de los árboles cercanos al límite del sitio (Nagel, 1994; Pommerening *et al.*, 1997).

De acuerdo a lo arriba planteado, existe una alternativa para obtener los índices estructurales de un ecosistema forestal arbóreo denominado "grupos estructurales de cuatro árboles" (Füldner, 1995; Pommerening *et al.*, 1997; Jiménez, 1999), basado en construcción de redes por medio de las equidistancias de las coordenadas x-y partiendo de un punto inicial aleatorio, basado en un procedimiento sistemático de inventario en el que los sitios de muestreo se ubican conformando una red a distancias (Füldner, 1995).

El árbol mas cercano a los puntos de intersección de la red se denomina árbol-cero y/o objeto, y a partir de éste, se toma la distancia a los tres

árboles vecinos más próximos. Tomando a los individuos sus datos dendrométricos de: diámetro, altura, área y altura de copa, altura comercial y datos de edad y especie. La información obtenida y procesada en gabinete permite inferir:

- El índice de mezcla de especies M_i , el de distancia entre árboles D_i , Los índices de diferenciación dimensional (TD_i , TH_i).
- La inclusión de un quinto árbol en el grupo y la medición de los ángulos entre los árboles posibilita la estimación del índice de ángulos W_i (Aguirre, 1999).
- Los índices de agregación de Clark & Evans y de segregación de Pielou (Füldner, 1995).
- Los índices de dispersión, agrupamiento y el índice de Green para las poblaciones (Ludwig y Reynolds, 1988).

2.8. ANÁLISIS DE PATRONES ESPACIALES

Los patrones espaciales de plantas y animales es una característica importante de las comunidades ecológicas. Y es usual que una de las primeras observaciones que hacemos a primera vista de cualquier comunidad y uno de los mas fundamentales propiedades de cualquier grupo de organismos vivos (Connell 1963).

El seguimiento de los mecanismos casuales son por lo regular los utilizados para explicar los patrones observados en comunidades ecológicas (Pemberton y Frey 1984).

Los patrones al azar en la población de organismos implica una homogeneidad ambiental y/o no selectividad de patrones de comportamiento, por otro lado, los patrones no aleatorios (agrupados y uniformes) implican algunos contrastes en las poblaciones existentes. El agrupamiento sugiere

que los individuos se agregan en las partes más favorables del hábitat este desarrollan sus características gregarias por la heterogeneidad del sitio, el modo de reproducción y su naturaleza intrínseca, la dispersión uniforme es producto de las interacciones negativas entre individuos, como la competencia por nutrientes ó espacio. Por separado. Sin embargo, se debe mantener en mente que la naturaleza es multifactorial, muchos procesos de interacción, (bióticos y abióticos) contribuyen a la existencia de patrones (Quinn y Dunham 1983)

El análisis de Patrones espaciales (APE) Se restringe usualmente a patrones en pequeña escala dentro de la comunidad. Por supuesto la elección del grado de escala es importante. Los diferentes grados de agrupación de especies ocurren a diferentes a diferentes escalas en la comunidad; los patrones se pueden detectar en una escala pero no en otra , en efecto algunas técnicas de (APE) de detección de patrones se basan en la exploración de patrones a varios escalas en la comunidad Pielou(1979) da un ejemplo de la explicación de un A.P.E. en el estudio biogeográfico a gran escala.

El método de APE se utiliza generalmente para la detección de patrones en el espacio, sin embargo es común repetir el estudio de análisis de patrones en diferentes estaciones del año para explorar los patrones a través del tiempo.

Los modelos APE se basan en datos de abundancia de las especies a través de unidades de muestreo (U.M.), ó distancia entre individuos dentro de la comunidad.

Pielou (1977,1979) hace distinción entre U.M. naturales y arbitrarias para organismos que existen en hábitat continuos, como los arboles en el bosque,

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

es necesario usar algunas unidades de muestreo arbitrarias (parcelas ó cuadrantes) para obtener la muestra.

Los tipos de modelos para elección de unidades de muestreo propuestas por Pielou 1977 son un resultado de la definición de la unidad de muestra en cuanto a su naturaleza de ahí que se derive la importancia del siguiente cuadro:(2)

Análisis de Patrones Espaciales		
Elección de la Unidad de muestreo		
Natural	Arbitraria	
	Cuadrante	Puntos
Modelos de Distribución	Modelos de varianza Cuadratica	Modelos de distancia
Poisson	Bloques-varianza cuadrática	Índice de Eberhardt
Binominal negativa		Índice t^2
Parámetros K	:	
Indices de Dispersión		
Varianza/Radio medio		
Índice de David y Moore		
Índice de Green		
Índice de Morisita		

Cuadro 2.- Análisis de Patrones Espaciales.

2.8.1. Modelos de abundancia de especies.

Fisher et al., (1943), señala que al acumularse gradualmente la serie de datos correspondientes al número de especies y su abundancia relativa, ésta seguía una pauta característica, esta observación fue la base del desarrollo de los modelos de abundancia de especies, como los propuestos por May (1975, 1981) y Southwood (1978), donde definían a los modelos como proveedores únicos de bases sólidas para el estudio de la diversidad de especies .

Magurran (1988), precisa que la diversidad es examinada en relación a cuatro modelos : Estos son la distribución normal logarítmica , la serie geométrica, la serie logarítmica y el modelo del palo quebrado(broken stick model). Los cuatro modelos representan una progresión que va desde la serie geométrica ,en la que pocas especies son dominantes, con las restantes prácticamente raras; pasando por la serie logarítmica y la distribución normal logarítmica, donde las especies con abundancia intermedia llegan a ser más comunes , y finalmente en lo referente al modelo de palo quebrado, las especies tienen una igualdad de abundancia total, que difícilmente se observa en el ecosistema.

Franco et al (1998) desarrollaron una conceptualización analítica donde definen; que los modelos de abundancia son el medio conveniente para describir en forma cuantitativa la composición de las comunidades , pero además su análisis permite:

- Definir patrones soportados en la abundancia relativa de las especies con la posibilidad de generalizarlos para diferentes tipos de comunidades.
- Asociar aspectos específicos (estructurales y funcionales) de las comunidades, como relaciones de competencia, utilización de recursos , estadio sucesional y nichos ecológicos entre otros, con la abundancia relativa y sus patrones.
- Realizar comparaciones objetivas entre diferentes comunidades ó para la misma comunidad en diferentes tiempos.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1.1 Descripción del área de influencia del proyecto de investigación

El área en general de estudio contempla dos áreas específicas donde se instalaron las parcelas de muestreo, las localidades propuestas fueron: Parque Ecológico Chipinque y Bosque-Escuela.

El Parque Ecológico Chipinque cuenta con una extensión territorial de 1624 hectáreas, representa el 23% de la extensión del Municipio de San Pedro Garza García, y pertenece al Parque Nacional Cumbres de Monterrey decretado por el Presidente General Lázaro Cárdenas en 1939.

La topografía es muy abrupta, presenta declives que varían entre el 30 y el 70%, con una variación altitudinal entre los 650 a los 2260 msnm. Presenta variaciones climáticas que van de un clima semicálido a subhúmedo con lluvias en verano que se determinan por la altitud y las diferentes exposiciones la humedad que entra del sureste.

La flora esta compuesta por dos tipos de comunidades vegetales predominantes, bosques templados subhúmedos y matorral submontano. Las especies características del P.E.Ch son el bosque de pino donde encontramos individuos de entre 5 y 25 metros de altura con dos especies predominantes: *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*. El bosque de encinos que representa la comunidad vegetal más abundante y de la cuál existen 5 especies de entre los 5 y 20 metros de altura, en el bosque de pino –encino

se encuentran dominando estos géneros y sus especies representativas para el género *Pinus* son *pseudostrobus* y *teocote*, y para el *Quercus*; *rhizophylla*, *camby*, *virginiana* y *polymorpha*. El matorral submontano cubre las partes bajas de la montaña a diferencia de los bosques de pino y encino que se encuentran en los taludes superiores. Las especies más abundantes de este tipo de matorral son la Anacahuita (*Cordia boissierii*), el chaparro prieto (*Acacia rigidula*) y el cenizo (*Leucophyllum frutescens*)

La fauna del PECh consta de 22 especies de mamíferos entre los que destacan: oso, puma, *jaguarundi*, *coatis*, ardillas, ardillón, zorrillos, jabalí, y venado colablanca por mencionar algunos. Encontramos 120 de especies de aves residentes y migratorias como: pájaro azul, carpinteros, coa, halcón cola roja, y auras entre otros

◆ Bosque Escuela

Dicha área boscosa se encuentra en el Municipio de San Pedro Iturbide, N. L., a 40 km al Suroeste de la ciudad de Linares, ubicándose en la latitud 24° 43' N y longitud 99° 52' O, en el macizo montañoso de la Sierra Madre Oriental. Con una extensión de 457.38 hectáreas y una altitud de 1250- 1900 msnm. De manera específica el área de investigación está dirigida a la asociación de bosque de pino-encino la cuál tiene como rangos específicos los 1530 y 1650 msnm.

Por la estructura de las especies se distinguen:

- a).- Bosque de Cañón.
- b).- Bosque de Encinos.
- c).- Bosque de Encino-Fresno-Cedro.
- d).- Bosque de Pino.
- e).- Rodales de Cedro.

f).- Matorral-Chaparral bajo abierto

(Synnott y Marroquín 1987)

Siendo las especies arbóreas más representativas en la región:

- *Pinus pseudostrobus* Lindl.
- *Quercus rysophylla* Weath
- *Quercus canbyi* Trel.
- *Quercus laceyi* Small
- *Arbutus xalepensis* (H.B. K.)
- *Cercis canadensis* L.
- *Quercus polymorpha*
- *Juglans mollis* Engelm.
- *Prunus serotina* Ehrh.
- *Rhus virens* Lindh.

:



Figura 4: Ubicación del área de estudio Parque Ecológico Chipinque.

La región de estudio tiene un clima semiseco y semicálido de tipo BS₁ kw según el sistema Köppen (modificado para México por E. García en 1973), presenta en el año un verano lluvioso e invierno seco y frío. La precipitación media anual es de 600 mm. Los meses más cálidos son junio, julio y agosto, con 21°C en promedio, siendo el mes de enero el más frío, bajando hasta -8°C, con promedio de 17°C. La topografía es muy accidentada con pendientes entre el 30 - 70 % y con crestas de calizas con pendientes menores (Synnott y Marroquín 1987).

Las áreas de caliza presentan suelos oscuros de arcilla arriba de la roca maciza, más profundos en las pendientes al norte y en los cañones. El suelo limoso muestra diferentes porcentajes de contenido de carbonatos a distintas profundidades (Synnott y Marroquín 1987; Jiménez y Kramer, 1992).

Se realizaron los trabajos de análisis en áreas localizadas en zonas con diferente grado y tipo de perturbación, caracterizándose como sigue:

- a)- área natural restringida al aprovechamiento comercial maderable con impactos antropogénicos y naturales. (Parque Ecológico Chipinque)
- b)- área natural restringida a la producción comercial maderable(Bosque Escuela).

Estas áreas tienen factores de localización similares en rangos de: precipitación promedio de 600 mm, exposición N, NE, suelos limosos carbonatados (lutitas), topografía accidentada-mesetas y valles con pendientes ligeras y elevaciones en el rango de 800 m.s.n.m. a 2700 m.s.n.m. Rodales mixtos incoetáneos de pino-encino. , enclavadas en la zona montañosa perteneciente al sistema orogénico de la Sierra Madre Oriental, y Vegetación.- Bosque de Quercus, Bosque Mesófilo de Montaña y Bosque de Pino-Encino.

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

Con el propósito de describir la estructura arbórea de cada una de las áreas y realizar una comparación que nos permita conocer la interrelación que pudiera existir entre las dos áreas bajo estudio, desde el punto de vista descriptivo de la estructura horizontal y vertical del ecosistema arbóreo.

3.2. METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN

Selección de la muestra.

Dependerá de los objetivos de recursos económicos del inventario. En esta ocasión se recurrió a uno alternativo de carácter intencional, por la necesidad de seleccionar estructuras definidas por factores prescritos de localización, desde el punto de vista densidad estructural horizontal y vertical, así se evitará hacer un muestreo en áreas o partes de la población arbórea que no reflejen o contengan los criterios muestrales.

3.2.1. Localización general del área a muestrear

Se realizan visitas preliminares a las dos áreas (Bosque escuela y Parque Ecológico Chipinque) con el fin de hacer una preselección de áreas candidato para establecer sitios de muestreo delimitándolos en cartas topográficas y fotografías aéreas, originando una red o ruta de las estructuras arbóreas de interés. Se determinan rangos en base a factores de localización para las dos áreas y se ubica definitivamente el área de estudio.

3.2.2. Delimitación de la Muestra.

Se delimitó el área de la parcela, ubicando sus vértices perimetrales, los datos de azimut y distancia de cada estación, permitieron la construcción del plano del área . Utilizando el programa "waldsim"., se , construyó la red de proyecciones de coordenadas "x-y" en equidistancias de 20 mts, donde sus puntos se intersección son la base para la definición de la ubicación del centro de la unidad de muestra.

3.3. MEDICIÓN PARAMÉTRICA

3.3.1. Inventario forestal (operatividad)

Dentro del área de estudio con una superficie de .8 ha, se realiza una medición total ó censo de las especies arbóreas, se determina para cada individuo su especie, posición azimutal, diámetro (4cm. y mayores) , altura comercial y total, diámetro de la copa, así como la edad para el genero *Pinus*.

En cuanto a la estimación de los parámetros estructurales se utiliza un muestreo sistemático, apoyándose en la metodología denominada "grupos estructurales de cuatro árboles de Fuldner" (1994). La información que se colecta e infiere con este muestreo fué; número de individuos (n/ha), altura total (h), diámetro ($d_{1.3}$), área basal (g/ha) y el coeficiente h/d.

Partiendo de un punto inicial al azar se colocan los sitios de muestreos en una red de puntos, determinados por las coordenadas X,Y justo en su intersección, con una distancia de 20 m entre sitios (ver figura 5). El árbol más próximo a los puntos de intersección se denomina "árbol-muestra" o "árbol-cero" siendo la base para determinar la distancia de los tres árboles vecinos más cercanos, recordando que la información dasométrica ya se tiene capturada al haber realizado la medición ó censo total de la población.

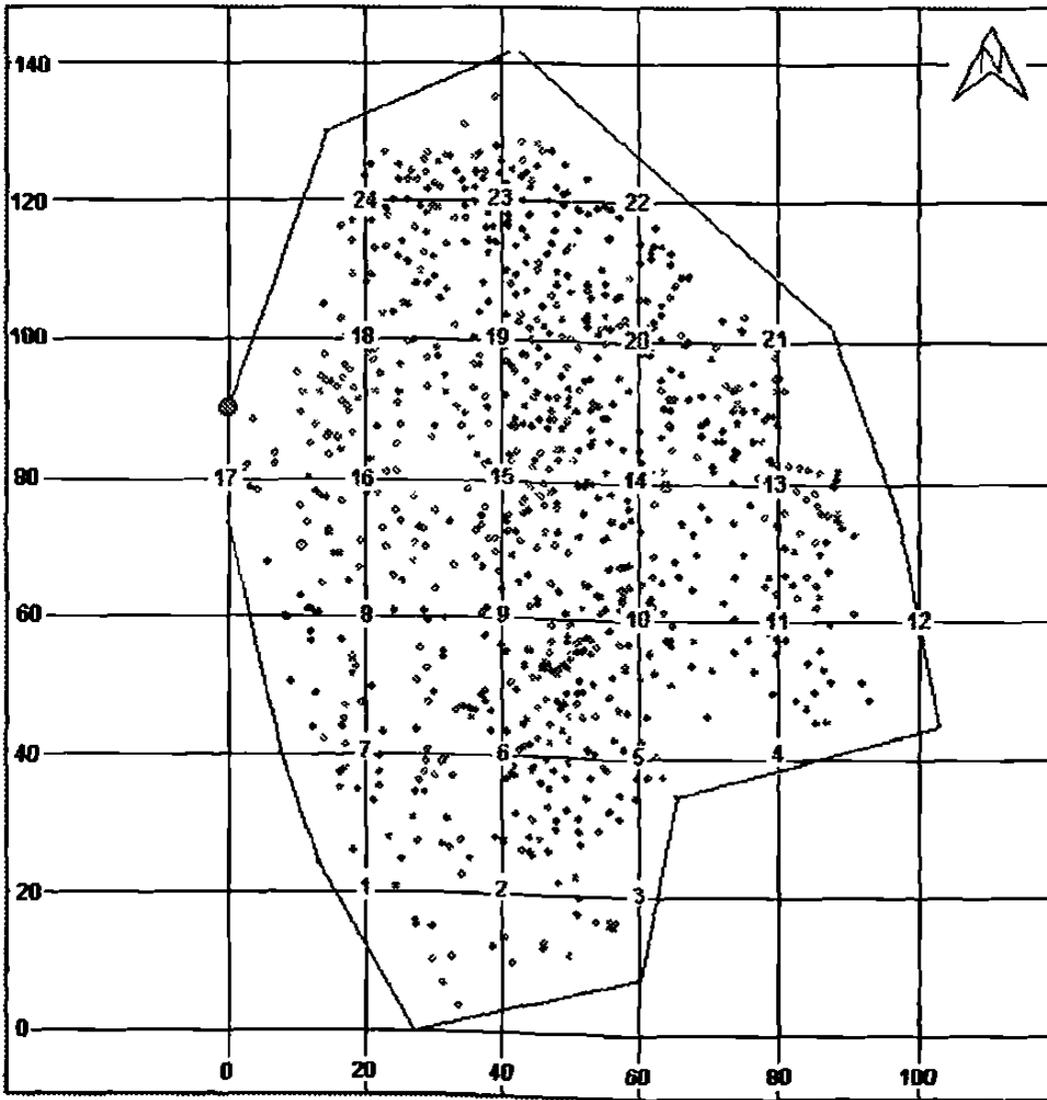


Figura 5 Comunidad del Parque Ecológico Chipinque.

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

De tal forma que la información obtenida y controlada en los formatos:

Fecha		Coordenadas		Sitio
				Compensación
	=Radio/coseno Angulo	Pendiente		Copa
Num. De Individ.	Especie	Diámetro	Altura (m)	Ancho y largo(cm)

Altura(m)fuste limpio	Azimut	Distancia	Edad

En donde, el número de individuos por especie, altura comercial y total, diámetro(DAP), área basal, edad (género Pinus), Cobertura de copa y la correlación de altura/diámetro se determina tanto para la población como para los sitios de muestreo.

El resultado de este muestreo permitió conocer el número de individuos por especie por hectárea. El área basal por hectárea, áreas basal por especie y número de árboles totales por hectárea. Y así realizar las primeras inferencias, en cuanto a; si la metodología de análisis sobre caracterización arbórea en los ecosistemas estudiados es la más adecuada o aplicable.

136368

3.4. ESTIMACIÓN BÁSICA, (DASOMETRÍA ESTRUCTURAL).

3.4.1. Trabajo en gabinete

3.4.1.1. Abundancia, Dominancia y Frecuencia de Especies Arbóreas

Tomando como base que la abundancia, dominancia y la frecuencia son parámetros que le dan el valor a las especies en la población (Müller 1974), la abundancia estará determinada por el número de individuos por hectárea, y la dominancia como la variable de proporción del área basal. Siendo el área basal un valor fundamental para evaluar esta. Y por último la frecuencia se conformará en base a los datos de las especies presentes en el inventario de los sitios de "muestreo de los cuatro árboles", Fuldner (1994). Los resultados obtenidos de los datos provenientes del censo total y del muestreo se estimaron desarrollando las siguientes relaciones matemáticas simples:

Censo Total:

Abundancia Indicador: Número de individuos por área

$$A_{\text{abs}} = \frac{n}{\text{Area}}$$

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

donde:

n = número de individuos de la especie *i*

N = número total de individuos

n = número de individuos / sp. y gpr = Area basal / sp.

Conociendo los valores medios del ecosistema es posible definir los valores estimativos del:

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

donde :

\bar{g} = área basal media

****posteriormente los resultados de abundancia y dominancia se compararon; entre poblaciones, sitios de muestreo de cada parcela y entre localidades**

Frecuencia:

Indicador: porcentaje de sitios de muestreo, donde la especie (ei) está presente.

$$Fi = m$$

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

donde :

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

M = número total de muestreos

El procedimiento propuesto por Köhler (1951, citado por Kramer y Akca 1998). fue la base para determinar los valores que permiten estimar los atributos dasométricos estructurales a partir de los datos del grupo estructural de los cuatro árboles.

Desarrollando la metodología propuesta anteriormente y con la base de datos resultantes de cada parcela, es posible inferir sobre el tamaño muestral

acorde al objetivo planteado, además de definir el área de estudio y seleccionar la técnica apropiada para medir la abundancia y dominancia en ecosistemas arbóreos mixtos.

3.5. INDICES DE DIVERSIDAD

La caracterización cuantitativa de las comunidades está representada por su grado de complejidad definida como diversidad, en este caso se determinaron dos índices de heterogeneidad de especies, tomando como base la información obtenida en la medición total de la población.

3.5.1. Índice de Shannon (H')

El índice de Shannon toma en cuenta los dos componentes de la diversidad: número de especies y equitatividad reflejando de mejor manera la diversidad florística de las poblaciones arbóreas, atributos por los cuáles se determinaron los valores indicadores de la diversidad mediante la siguiente ecuación.

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

donde :

S = número de especies presentes

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

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

El valor del índice de Shannon se incrementa: En dos sentidos ; conforme un mayor número de especies y a una mayor uniformidad. resultando entonces que la proporción de individuos de las mismas es más homogénea. El valor de H' dependerá del número de especies presentes y de la frecuencia con que estén representadas.

3.5.2. Índice de equitatividad (E)

Este índice representa un complemento del índice de Shannon H' y define un valor máximo cuando todas las especies de un área están representadas en igual proporción (Nagel, 1994).

La equitatividad de la comunidad se estimó desarrollando la siguiente fórmula.

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

2.5.3. Índice de Simpson (D)

El índice de Simpson D tiene un significado biológico más claro que el de Shannon, por el hecho de basarse en que la probabilidad de que dos organismos tomados al azar sean de la misma especie sea baja.. Sus valores estarán entre 0 y 1, donde el valor máximo de 1 se obtiene cuando solamente hay una especie, y los valores con aproximación a cero se obtienen cuando existen numerosas especies y ninguna de ellas es dominante. El cálculo de éste índice se obtuvo a partir de :

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

donde:

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

N = número total de individuos

La definición de los índices de Shannon H' y Simpson D posibilita la comparación de resultados. siempre y cuando se desarrolle el complemento del índice de Simpson ($1 - D$) y se de el ajuste del índice de Shannon a una escala de 0 a 1 mediante la formula $H'/\ln S$, también conocida como índice de equitatividad (E). De esta manera, los valores de H' y D reflejan diversidad (heterogeneidad) en una escala compatible de 0 a 1, y donde los valores cercanos a 1 significan que la comunidad biológica es muy diversa.

3.6. DIFERENCIACIÓN DIMENSIONAL

Describe la estructura del ecosistema, siendo las relaciones de las demás especies arbóreas más próximas (Gadow y Földner 1992, Földner y Gadow 1994). Fundamentándose en la relación existente entre el diámetro y altura del individuo muestra y el diámetro y altura del primer vecino. (Ver figura 6) . En esta figura se observa hipotéticamente la posición y los valores del diámetro y altura para cada uno de los individuos localizados dentro del muestreo.

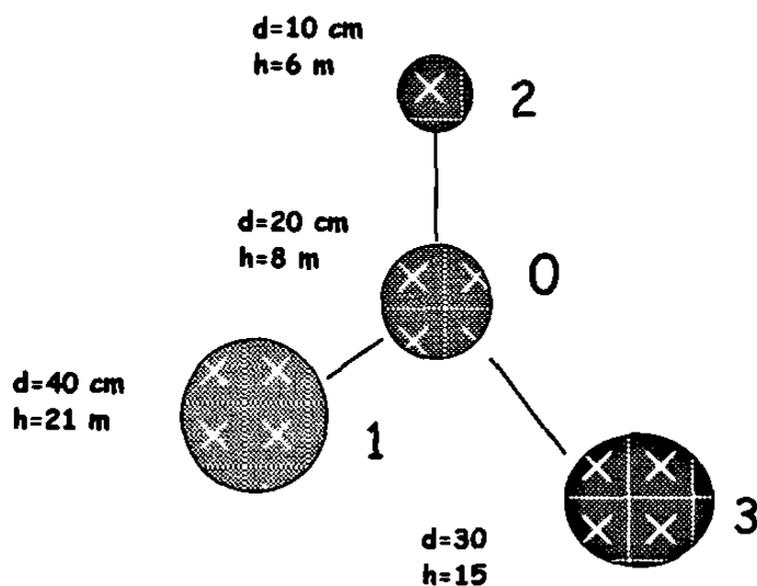


Figura 6: Diferenciación de diámetro y altura entre los individuos próximos (Torres 2000).

3.6.1. Diferenciación diamétrica (*TD*)

El índice de diferenciación diamétrica, se define por el cociente entre los diámetros normales ($d_{1,3}$) de dos árboles vecinos:

$$TD = 1 - \frac{D - \min.}{D - \max.}$$

- Donde D menor y D mayor son los diámetros a 1.3 m (DAP) de los árboles vecinos.

Los valores posibles de TD se encuentran entre 0 y < 1 . de tal forma que ; Un valor de $TD = 0$ presupone que el diámetro normal entre ambos árboles vecinos no presenta diferencia ó es igual; en contra parte para el caso de un $TD = 0.1$ el diámetro del árbol más delgado es de 10% menor que el de más grosor.

El valor promedio del índice de diferenciación diamétrica entre el *i*-ten árbol y sus *n* próximos vecinos dentro de un ecosistema forestales, se expresa entonces por:

$$\overline{DD} ni = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (1 - r_{ij})$$

donde :

Arbol-muestra *i* (*i* = 1, ..., *m*), próximos vecinos *j* (*j* = 1, ..., *n*), donde $r_{ij} = \min. d_{1,3}$ a $\max. d_{1,3}$.

n = número de árboles en la unidad de muestreo

3.6.2. Diferenciación en altura

La metodología utilizada para determinar variable de diferenciación en altura (*TH*) es similar a la que se utilizó para la diferenciación diamétrica.. Este parámetro se obtuvo al configurar los resultados de la ecuación en el tabulador donde la diferenciación en altura (*TH*). oscila entre 0.0-1.0, dividiéndose de la siguiente manera; (débil: 0.0 bis 0.2; moderado: 0.2 bis 0.4; media: 0.4 bis 0.6; fuerte: 0.6 bis 0.8; muy fuerte: 0.8 bis 1.0) Considerando los datos del árbol cero y su vecino más cercano (Aguirre et al. 1997; Jiménez et al. 1998).

$$TH = 1 - \frac{H - \min}{H - \max}$$

Los valores posibles de *TH* se encuentran entre 0 y < 1. de tal forma que ; Un valor de *TH* = 0 presupone que la altura total entre ambos árboles vecinos no presenta diferencia ó es igual; en contra parte para el caso de un *TH* = 0.5 la altura del árbol más pequeño 50% menor que el talle del árbol más grande.

El valor promedio de la diferenciación en altura entre el i-ten árbol y sus n próximos vecinos es:

$$DH_{ni} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (1 - r_{ij})$$

Arbol-muestra i (i = 1, ..., m), próximos vecinos j (j = 1, ..., n), donde r_{ij} = mínima h a máxima h

De manera análoga al índice de diferenciación diamétrica (TD), se determinó la variable diferenciación en altura (TH).

3.6.3. Índice de distribución vertical de especies (A)

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

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

S = Número de especies presentes

Z = Número de estratos de altura

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

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

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

N = número total de individuos

A toma valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor $A = 0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre además en un sólo estrato. A_{max} se obtiene cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos. A_{max} es función del número de especies y de estratos (Biber, 1997). Se obtiene mediante:

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

3.6.4. Composición Específica. (DM)

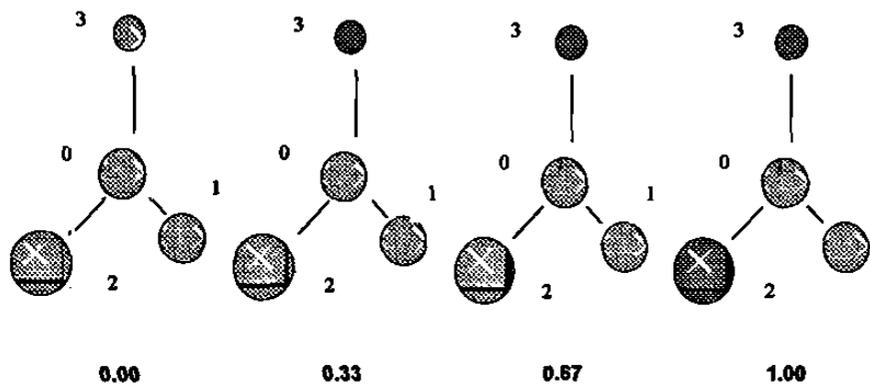
Para la definición de este Índice se aplicó la fórmula:

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

Donde $V_{ij} = \begin{cases} 0, j\text{ter vecino pertenece a la misma especie} \\ 1, j\text{ter vecino pertenece a otra especie} \end{cases}$

Ver siguiente figura

:



Basado en la metodología propuesta por Fuldner en 1995, sustentada en la diferenciación de la especie vecina con referencia al árbol objeto, y de tal forma que si los tres árboles vecinos corresponden a la misma especie de éste árbol, el valor V_{ij} será igual a cero; 0.33 = un individuo pertenece a otra especie; 0.67 = dos de tres individuos pertenecen a otra especie; y si todos los individuos pertenecen a otra especie V_{ij} será igual a uno.

3.7. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

3.7.1. Análisis de patrones espaciales

Los patrones espaciales de plantas y animales representan una característica importante de las comunidades ecológicas y, uno de los mas fundamentales propiedades de cualquier grupo de organismos vivos (Connell 1963)

Los modelos de análisis de patrones espaciales (APE) se basaron en datos de abundancia de las especies a través de unidades de muestreo (U.M.), ó distancia entre individuos dentro de la comunidad. Pielou (1977,1979). en donde , la relación entre la media y varianza del número de individuos por

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

unidad de muestreo influye para entender el patrón de dispersión de la población, definiendo los 3 tipos básicos de patrones y la relación de varianza con la media (ver cuadro) y ciertamente la distribución de la frecuencia estadísticamente, fué utilizada como modelos de estos tipos de patrones ecológicos.

Distribución	Poisson	(Varianza=media)	patrones al azar
Binominal	Negativa	(Varianza>media)	patrones agrupados
Binominal	Positiva	(Varianza<media)	patrones uniformes

Los pasos para definir el patrón de las comunidades ecológicas en estudio se sustentan en la realización de pruebas de hipótesis donde se parte de la suposición de que la distribución del número de individuos por unidad de muestra esta al azar, y el resultado de la relación varianza-media y de acuerdo a la tabla anterior ,se infiere a qué patrón pertenece la población. En cuánto al desarrollo del procedimiento analítico (ver anexo) de la definición tanto en las distintas distribuciones probabilísticas (Poisson, binomial negativa y binomial positiva), y de los índices de: Dispersión, Agrupamiento y Green, se trabajó tomando como base, la metodología propuesta por Ludwig y Reynolds (1988).

Otra posibilidad alterna de medir la distancia entre individuos ó grupos, para definir su patrón de distribución, se logra mediante el desarrollo de los índices dependientes de la distancia y que a continuación se enuncian:

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS ESTRUCTURALES.

4.1.1 Parcela “Parque Ecológico Chipinque”

En la tabla 1 se observan datos paramétricos de la población de la parcela instalada en el Parque Ecológico Chipinque, dichos datos se desplegaron de forma tal que, las especies presentes, su número y valores dendrométricos que por si solos o bien aislados, dan la posibilidad de dilucidar la densidad y porcentaje de las especies arbóreas en su conjunto. De tal forma que las especies *rysophylla* y *canbyi* del género *Quercus* presentan el valor más alto en cuanto al número de individuos/ha con 348 y 319 respectivamente y por consecuencia un 32.8 y 30.1% en lo referido a abundancia relativa, seguidas muy cerca por el *Pinus pseudostrobus* con 284 individuos y 5.9 puntos porcentuales por debajo del *Quercus rysophylla*.

En lo que refiere a la abundancia relativa, es interesante observar los datos del área basal donde el *Pinus pseudostrobus* marca una gran diferencia entre cualquier otra especie ya que su área basal relativa representa el 54.8% muy por encima del *Pinus teocote* el cuál con un 18.2% ocupa el segundo lugar en cuanto al área basal/ha, por supuesto el lugar que el *Pinus pseudostrobus* ocupa es gracias al número de individuos /ha y al diámetro promedio que es de 22.3 cm, el resto de las especies presentan el área basal relativa menor del 16.6% resultante del número de individuos/ha y a sus los valores diámetricos.

Por otra parte, la diferenciación entre sus coeficientes de variación ($Sh\%$ y $Sd\%$) para la población muestra un diferencial muy marcado ya que $Sh\%=47$

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

y $S_d\% = 75$ nos dan la posibilidad de inferir la gran heterogeneidad del rodal, tomando como base el trabajo realizado por Aguirre et al (1998) donde comparan el cambio de $Sh\%$ y $S_d\%$ de un rodal homogéneo al aplicarle un aclareo, se observó; una variación fuerte ya que antes de la intervención el rodal presentaba $Sh\% = 12$ y $S_d\% = 24$ al final del tratamiento resultó que $Sh\% = 9$ y $S_d\% = 20$.

también en esta tabla se puede observar el valor de h/d en donde las especies más importantes por su abundancia (h/ha) dominancia (G/ha) nos muestran un balance de 2 a 1 en promedio de altura con el diámetro

Tabla 1: Parámetros cuantitativos del bosque de pino y encino

Especie	N/ha		G/ha (m^3)		Altura (m)				Diám. _{1.3} (cm)				h/d		
	abs	rel.	Abs	rel.	\bar{h}	S_h	$S_h\%$	min	max	$\bar{d}_{1.3}$	S_d	$S_d\%$		min	max
Total	1059	100	28.1	100	8.2	3.9	47	1.7	23.4	14.7	11.1	75	4.1	76	0.56
<i>Pinus</i>															
<i>pseudostrobus</i>	284	26.9	15.4	54.8	11.6	4.1	35	3.5	23.4	22.3	14.1	63	5.3	76.0	0.52
<i>Quercus</i>															
<i>rysophylla</i>	348	32.8	2.5	8.9	6.7	2.5	37	2.0	18.0	11.7	6.9	59	4.2	42.0	0.57
<i>Quercus</i>															
<i>canbyi</i>	319	30.1	4.7	16.6	6.8	2.8	41	1.7	18.0	11.5	7.4	64	4.2	41.0	0.60
<i>Pinus teocote</i>	31	3.0	5.1	18.2	12.8	5.3	41	6.7	23.0	26.7	17.5	65	7.9	65.3	0.48
<i>Cercis</i>															
<i>canadensis</i>	29	2.9	0.1	0.5	5.8	1.7	29	3.6	8.6	7.3	2.5	34	5.0	13.3	0.80
<i>Juniperus</i>															
<i>flaccida</i>	4	0.4	0.05	0.2	4.8	0.7	15	4.0	5.2	5.5	0.7	13	5.0	6.3	0.87
<i>Arbutus</i>															
<i>xalapensis</i>	7	0.7	0.06	0.3	4.0	1.7	42	2.4	7.0	8.9	4.8	54	5.1	18.0	0.45
<i>Quercus</i>															
<i>laceyi</i>	18	1.7	0.13	0.5	6.3	1.4	22	3.8	8.5	6.4	2.8	44	4.1	13.2	0.84
<i>Quercus</i>	2	0.2	0.01	0.1	6.2	0.0	0	6.2	6.2	6.2	0.3	5	6.0	6.4	1.00
<i>virginiana</i>															
<i>Quercus</i>															
<i>polymorpha</i>	16	1.5	0.01	0.1	5.8	1.5	26	3.7	8.3	9.8	3.3		5.0	14.0	0.59

4.2 ANÁLISIS DE ABUNDANCIA, DOMINANCIA Y FRECUENCIA DE LAS ESPECIES

Las poblaciones de especies no existen solas en la naturaleza, de tal forma que son parte del ensamble con otras poblaciones estructuradas en una

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

misma área, las interacciones existentes entre las poblaciones de especies forman una asociación interespecifica y cuyo grado genérico es definido por la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies. En la tabla 2 se observa el despliegue de especies que aparecieron en los sitios de muestreo además de los valores absolutos y relativos de abundancia (N/ha) y dominancia ($g=m^2/ha$) en la parte inmediata inferior de cada valor se muestran valores numéricos encerrados en paréntesis correspondientes esto al porcentaje de los sitios de muestreo, en comparación con los valores obtenidos en la medición total de la población, estos valores muestran signos positivos ó negativos según sea el caso de sobre ó subestimación de resultante al comparar dichos valores.

Tabla 2: Análisis comparativo de abundancia, dominancia y frecuencia de las especies en sitios de muestreo y población.

Especie	Abundancia (N/ha)		Dominancia ($g = m^2/ha$)		Frecuencia
	abs	rel	abs	rel	rel
Total					
<i>Pinus</i>	284	26	20.5	59.9	58
<i>pseudostrobus</i>	(0)	(+3)	(+33)	(+9)	
<i>Quercus</i>	306	28	4.9	14.3	62
<i>rysophylla</i>	(-12)	(-14)	(+96)	(+60)	
<i>Quercus</i>	420	39	7.0	22.3	71
<i>canbyi</i>	(+31)	(+29)	(+63)	(+34)	
<i>Pinus</i>	11	1	1.09	3.2	4
<i>teccote</i>	(-64)	(-66)	(+21)	(-82)	
<i>Cersis</i>	23	2	0.01	.03	4
<i>canadensis</i>	(-21)	(-31)	(0)	(-40)	
<i>Juniperus</i>	11	1	0.03	.08	4
<i>flaccida</i>	(+175)	(+150)	(-40)	(+300)	
<i>Quercus</i>	23	3.8	0.2	.06	4
<i>leceyi</i>	(+27)	(+17)	(-84)	(-32)	
<i>Quercus</i>	11	1	.01	.03	4
<i>polymorpha</i>	(-32)	(-33)	(0)	(-66)	
Total	1089	100	33.74	100	
	(+3)		(+20)		

Partiendo de los valores de sitio de muestreo (+3% N/ha) y 20% G/ha) se deduce que el parámetro de abundancia se sobrestima en un 3% pero en

cuanto a la dominancia existe un mayor porcentaje de sobrestimación (20%), y si comparar hacia el interior de la tabla, la condición de abundancia solo en *Pinus pseudostrobus* presenta un porcentaje muy similar ya que este es igual (0), destacando fuertemente con los demás valores ya que el resto esta sobre estimado ó sobrestimado, de tal forma; que podemos definir que para la población en conjunto la metodología lleva a resultados con grado de acertividad variable en lo que respecta a abundancia absoluta, pero que de manera particular (por especies), el diferencial es muy grande, este puede ser afinado si se agrupan en los valores relativos por especies ,como ejemplo; si se agrupan las especies de *Quercus*; N/ha=-1% y G/ha=-4.

En la columna extrema derecha de la tabla se observan las frecuencias de las especies en los sitios de muestreo, correspondiendo a *Quercus canby* el 71% seguido por *Quercus rysophylla* 62% y *Pinus pseudostrobus* con un 58% de apariciones en los sitios, el resto de las especies comparten un 4% definiéndose así el porcentaje de *Quercus rysophylla* y *Quercus canby* como las especies de mayor importancia tanto en la población y el muestreo en cuanto a su abundancia, dominancia y frecuencia

4.3. DIVERSIDAD DE LAS ESPECIES ARBÓREAS

Las características distintivas de las comunidades naturales, se ven reflejadas en el grado de riqueza específica que poseen, de tal manera que una comunidad es más compleja mientras sea mayor el número de especies que la conforman y mientras menos dominancia presentan una ó pocas especies con respecto a los demás.

De acuerdo a lo arriba expuesto y a los resultados obtenidos (ver tabla 3) en cuanto al índice de diversidad de especies; Simpson (D) y su complemento

(1-D), además de Shannon (H') ; encontramos 0.27 (D), .73 (1-D) y 1.48 (H'), con 10 especies, los cuales nos indican que el valor en cuanto a diversidad se presenta valores discrepantes por la naturaleza de cada índice (D y H') ya que mientras tanto Simpson nos lleva a una heterogeneidad (recordando que sus valores van de (0-1) y que de acuerdo al valor obtenido (0.27) éste representa la probabilidad de que dos organismos tomados al azar sean de la misma especie, Shannon se basa en cuanto a mayor sea el valor de H' mayor será la diversidad, también se calculó la H' max. (33.3) Donde nos indica la llamada normalización o dicho de otra manera la diversidad bajo condiciones de máxima equitatividad, (uniformidad de la distribución) para una comunidad.

Para la comparación entre índices de Shannon (H') y Simpson (D) fue necesario calcular el completo de Simpson (1-D) e índice de equitatividad de Shannon (E max) con la idea de ajustar ambos índices en valores de 0-1 donde los valores cercado a 1 infieren una mayor diversidad.

Tabla 3: Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas

- Población	- Muestreo
-------------	------------

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

Indices de riqueza de especies		Indices de riqueza de especies	
No.	10	No.	8
R1	1.32	R1	1.53
R2	0.34	R2	0.81
Indices de diversidad de especies		Indices de diversidad de especies	
D	0.27	D	0.30
H'	1.48	H'	1.38
1-D	0.73	1-D	0.70
Indice de equitatividad (EVENNESS)E1=,6420		Indice de equitatividad (EVENNESS)E=,6636	

Al resultar $E_{max} = .64$ y $1-D=.73$ se observa que el (1-D) muestra una mayor tendencia hacia las especies más abundantes de la población muestreadas y ligeramente superior 9 puntos porcentuales de la E_{max} , lo cual nos indica que la dominancia y la equitatividad son elementos importantes para determinar la diversidad de la comunidad arbórea de Pino.encino; las especies más abundantes de entre las 10 existentes son: *Quercus rysophylla*, *Quercus camby* y *Pinus pseudostrobus* representando el 90% de la población y tal solo 10% para el resto de las especies (7) esta consideración es lógica, ya que la muestra de la población se levantó en un área de transición.

4.4. DIFERENCIACIÓN DIAMÉTRICA (\overline{TD})

En la tabla 4 se muestra la distribución de valores referentes al índice de diferenciación diamétrica, el cuál presenta 5 grupos de diferenciación a nivel de especies, y donde el 33% de los árboles muestra se ubican en el rango moderado y un 25% en el débil, sumando un 58.3% de la población de arboles muestra, y debido a que solo tres especies muestran esta diferenciación, es posible inferir que se trata de un ecosistema mixto, cabe

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

aclarar que estos elementos de juicio son un tanto superficiales y por lo tanto es necesario realizar un análisis a detalle de las especies con mayor peso ó aporte a la diferenciación diamétrica.

Tabla 4: Diferenciación en diámetro (\overline{TD}).

Especie	(\overline{TD}) (%)					total
	0.0 - 0.2 baja	0.2 - 0.4 moderada	0.4 - 0.6 media	0.6 - 0.8 fuerte	0.8 - 1.0 muy fuerte	
Total	25	33.3	16.7	16.7	8.4	100
Pinus						
<i>pseudostrobus</i>	4.2	8.3	8.3	8.3	4.2	33.3
Quercus						
<i>rysophylla</i>	8.3	16.7			4.2	29.2
<i>Quercus canbyi</i>	8.3	8.3	8.3	8.3		33.2
- <i>polymorpha</i>	4.2					4.2

El *Pinus pseudostrobus* y *Quercus canbyi* aportan un 33.3% y 33.2% respectivamente, además el pinus se presenta en los cinco grupos de diferenciación con un balance 8.3% en los grupos de; moderada, media y fuerte, y un 4,2% en los grupos extremos (débil y muy fuerte), esto confirma un balance de diferenciación diamétrica del *Pinus pseudostrobus* con las especies restantes, y por lo tanto; es la especie que define la estructura Horizontal en esa población, un dato interesante es el que muestra *Quercus canbyi* con un 8.3% en cada rango en que está presente (baja, moderada, media y fuerte), resultando un rango muy amplio de diferenciación diamétrica, comprendiendo desde la igualdad 0.0 hasta un 0.80, donde; el diámetro del árbol más pequeño es igual ó similar ó bien es un 80% menor comparado con el diámetro mayor con el cuál fue comparado.

El análisis de estos resultados permiten definir el rango ó rangos de diferenciación diamétrica a nivel de población arbórea, así como ; el peso de

cada especie para cada rango, y llegar a conclusiones más certeras sobre la estructura horizontal al observar las relaciones próximas entre las especies arbóreas. Para una mejor comprensión veamos en la siguiente figura(7), como se comportan los valores de la distribución porcentual de ocupación en 5 grupos ó rangos (ver tabla 4), es importante hacer notar que los valores en dicha tabla, de manera general nos lleva a inferir el rango con mayor ocupación y el aporte de cada especie y que al cotejarlos con la figura, permite tener una visión clara de la importancia genérica y específica de los individuos de este rodal mixto.

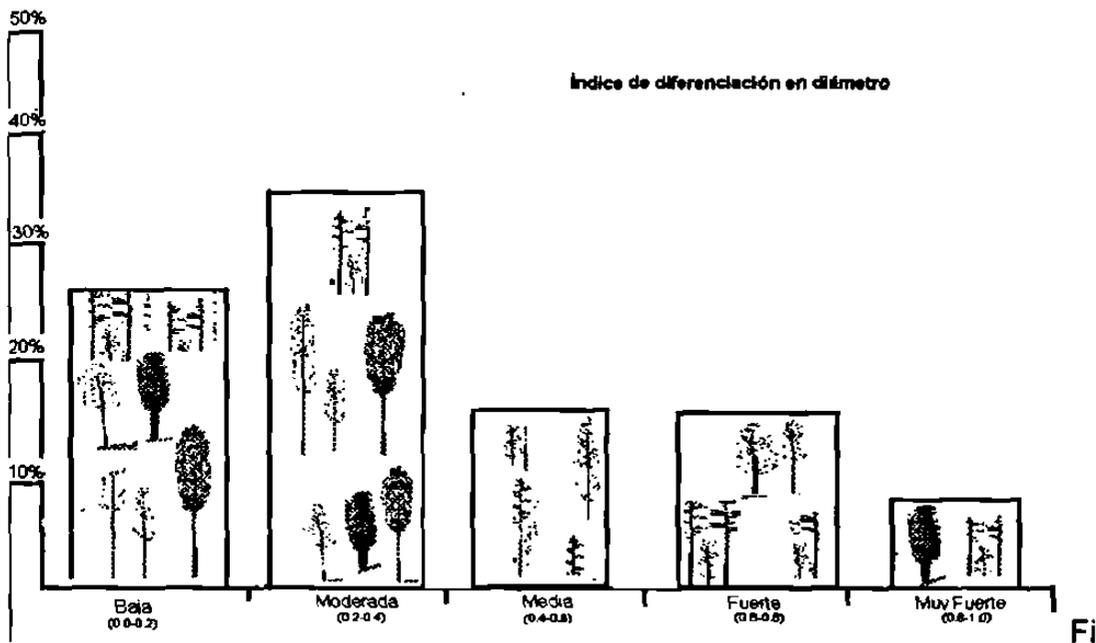


Figura 7- Distribución porcentual de ocupación en la diferenciación diamétrica .

4.5. DIFERENCIACIÓN EN ÁREA BASAL (AB)

Los datos obtenidos de la diferenciación en área basal , dan la oportunidad de soportar y clarificar el conocimiento cuantitativo de la estructura horizontal de la población arbórea en estudio.

En la tabla 5, se muestran los dos géneros presentes en ésta diferenciación, los cuáles están representados por; el género *Pinus* y su especie *pseudostrobus*, además por el género *Quercus* y sus especies *rysophylla*, *canbyi* y *polymorpha*, destacando un extraordinario balance en cuanto a porcentajes de ocupación en los grupos ó rangos de diferenciación.

Para validar lo anterior basta con observar los valores de la diferenciación media en rango (0.4-0.6), donde se encuentra el porcentaje mayor (33%) de árboles muestra, representados por el género *Quercus* con un 25% y solo 8.3% para el género *Pinus*, para los demás rangos tanto a la izquierda como a la derecha del rango medio tienen un 16.6% de ocupación diferencial de árboles muestra.

Tabla 5: Diferenciación en area basal(AB).

Tabla 5: Diferenciación en area basal(AB).

Especie	(AB) (%)					
	0.0-0.20	0.2-0.40	0.4-0.60	0.6-0.80	0.8-1.0	
	baja	moderada	media	fuerte	muy fuerte	total
Total	16.6	16.6	33.3	16.6	16.6	100
<i>Pinus</i>						
<i>pseudostrobus</i>		4.2	8.3	8.3	8.3	29.1
<i>Quercus</i>						
<i>rysophylla</i>	8.3	8.3	12.5		4.2	33.3
<i>Quercus canbyi</i>	4.2	4.1	12.5	8.3	4.1	33.2
<i>Q. polymorpha</i>	4.1					4.1

Cabe señalar que los valores porcentuales en los rangos de diferenciación de baja, moderada y media están ocupados por el género *Quercus* y sus especies, y conforme se avanza hacia los rangos fuerte y muy fuerte, la diferenciación entre géneros es más marcada, infiriendo por lo tanto, que en la población bajo estudio el balance de diferenciación entre especies del mismo género se mantiene de manera regular, ocurriendo lo contrario en la diferenciación genérica (ver siguiente figura).

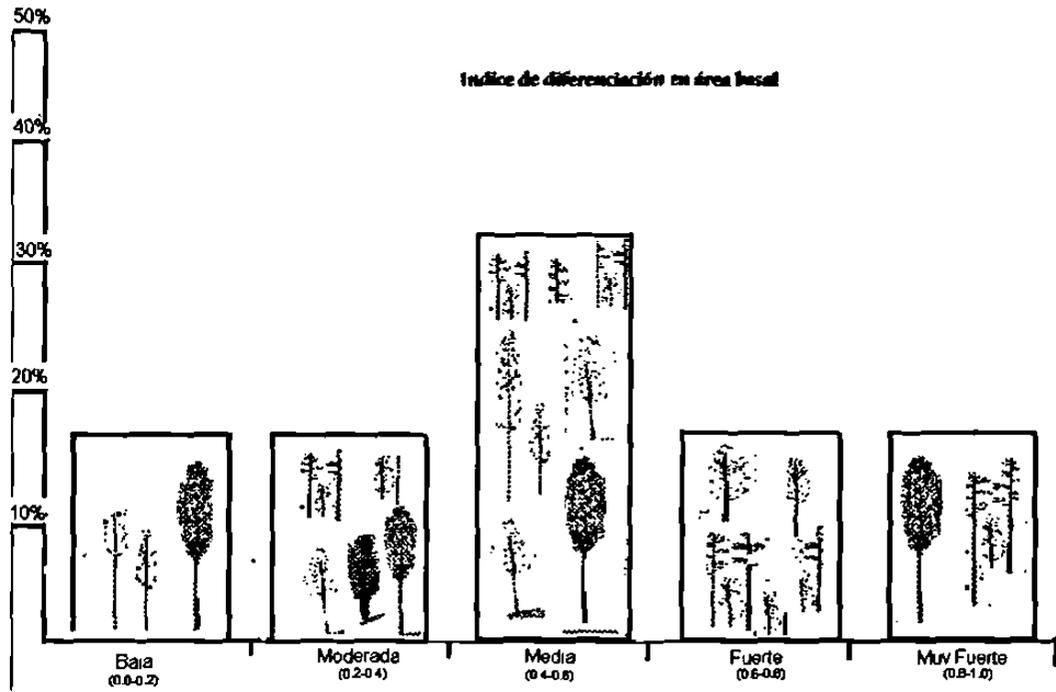


Figura 8.- Distribución porcentual específica en diferenciación de área basal

4.6. DIFERENCIACIÓN EN ALTURA (\overline{TH})

El definir esta diferenciación de las especies permite conocer cuantitativamente la estructura vertical del ecosistema forestal, logrando una mayor objetividad al complementar los resultados con los obtenidos en la diferenciación diamétrica.

En la tabla 6 se despliegan los valores en forma análoga al de la diferenciación en diámetro, este formato permite observar cuál ó cuáles especies presentan una diferenciación (\overline{TH}) , así como su grado de aporte en los diferentes rangos, además del número y tipo de especies que interactúan en el ecosistema arbóreo en estudio.

La mayor diferenciación en altura se presenta en la primera categoría (0.0-0.2) ya que el 45.8% de los sitios de muestreo presentan diferenciación baja, donde el género *Quercus* contribuye con el 37.5%, y solo 8.3 puntos porcentuales pertenecen al *Pinus pseudostrobus*, observándose una tendencia marcada a la homogeneidad para el género *Quercus*. La diferenciación (\overline{TH}) presenta una forma muy similar para los rangos de moderada y media, denotando un cambio de proporcionalidad en el rango fuerte (0.6-0.8), en el cuál el *Pinus pseudostrobus* aporta 12.5 % de 16.7%, éstos datos dan soporte a la argumentación para definir que *Pinus pseudostrobus* es la especie límite estructural de acuerdo a lo observado tanto en ésta tabla como en la de diferenciación de diámetro.

Tabla 6: Diferenciación en altura (\overline{TH}).

Especie	\overline{TH} (%)					total
	0.0 - 0.2 baja	0.2 - 0.4 moderada	0.4 - 0.6 media	0.6 - 0.8 fuerte	0.8 - 1.0 muy fuerte	
Total	45.8	16.7	20.8	16.7		100
<i>Pinus</i>						
<i>pseudostrobus</i>	8.3	4.2	8.3	12.5		33.3
<i>Quercus</i>						
<i>rysophylla</i>	16.7	4.2	8.3			29.2
<i>Quercus canbyi</i>	16.7	8.3	4.2	4.2		33.4
<i>Quercus</i>						
<i>polymorpha</i>	4.1					4

En la figura (9), además de apoyar de manera gráfica lo expuesto en los resultados de la tabla 6, es posible observar que la diferenciación en altura entre especies de *Quercus* para los rangos de baja, moderada y media, mantiene una tendencia de supremacía sobre la especie del género *Pinus*, en cuanto a su ocupación porcentual en dichos rangos, esto confirma la homogeneidad vertical entre especies del género *Quercus*.

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

Por otro lado, conforme se avanza al rango "fuerte", la diferenciación en altura entre géneros es mayor, denotando con esto, que cuando los pisos ó estratos verticales están constituidos por individuos de diferentes géneros, la diferenciación en altura es mayor, por tal motivo es posible inferir que el conocer éste índice proporciona suficientes elementos para emitir juicios de valor sobre la estructura vertical de las poblaciones arbóreas en bosques de Pino – Encino.

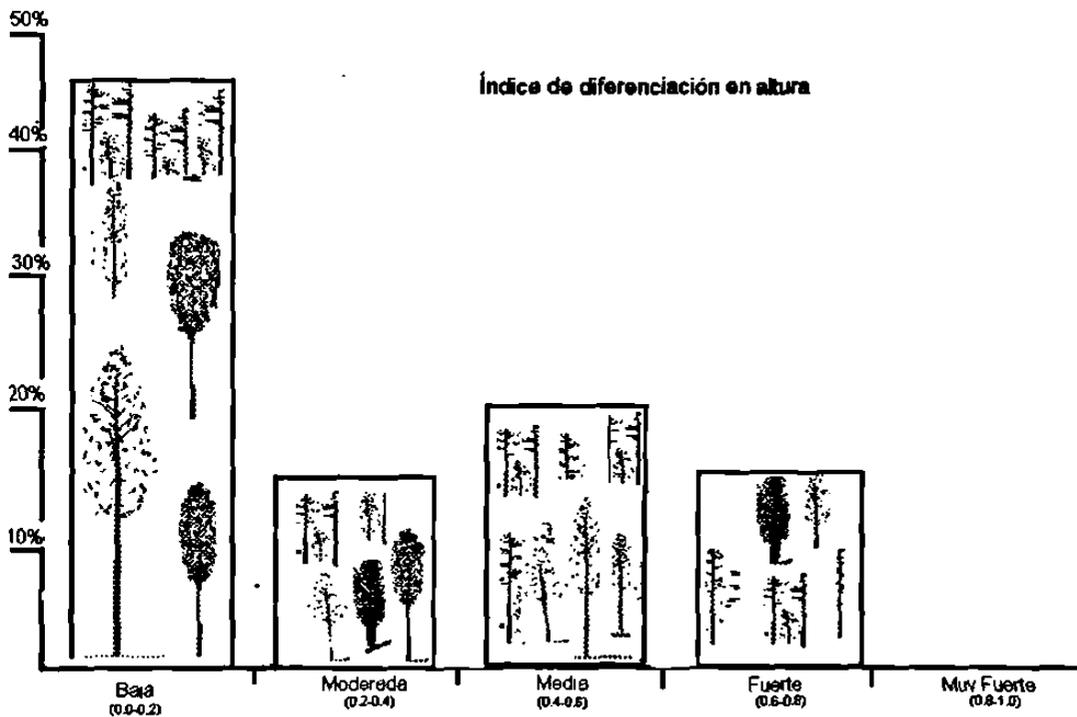


Figura 9- Índice de ocupación porcentual de géneros y especies en diferenciación vertical.

4.7. INDICE DE MEZCLA DE ESPECIES \overline{DM}

La base de definición de éste índice, es la relación que guardan los tres individuos vecinos con respecto a la similitud específica con el árbol –objeto dentro de la metodología del muestreo estructural de los cuatro árboles (Füldner 1995).

En la tabla 7 se muestra que el 29% de los sitios de muestreo están tipificados con el valor \overline{DM} igual a 1; infiriendo que de cada tres vecinos del árbol-objeto pertenece a una especie distinta y un 21% de los sitios de muestreo reflejan que uno de los vecinos del árbol-objeto pertenecen a otra especie, y con un 25% en dos rangos, en el de 0.00; donde todos los individuos pertenecen a la misma especie. y en el de 0.67 en el cuál los tres vecinos pertenecen a una especie distinta.

Tabla 7: Índice de Mezcla de especies \overline{DM}

Especie	\overline{DM}				
	0.00	0.33	0.67	1.00	total
Pinus					
<i>pseudostrobus</i>	4.2	8.4	8.3	12.4	33.3
Quercus					
<i>rysophylla</i>	12.5		8.3	8.3	29.1
<i>canbyi</i>	8.3	12.6	8.3	4.1	33.4
Quercus polymorpha				4.2	4.2
Total %	25	21	25	29	100

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

0.33 = uno de los vecinos del árbol \overline{DM} pertenece a otra especie

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

1.00 = los tres vecinos del árbol \overline{DM} pertenecen a una especie distinta

según los datos arriba descritos la población arbórea se puede considerar irregular donde el *Pinus pseudostrobus* convive con árboles de distinta especie, y el *Quercus rysophylla* y *canbyi* conviven con árboles de su misma especie en un 20.8%; y un 12% con árboles distintos a su especie, de tal forma que el balance general de % de (\overline{DM}) en los cuatro rangos reafirma que se trata de una población heterogénea con límites de mezcla inferior y superior; donde el genero *Quercus* presenta homogeneidad entre especies más no entre géneros, en tanto en el límite superior del (\overline{DM}) está representado a nivel de especie por el *Pinus pseudostrobus* presentando una condición (en cuanto a porcentaje) de heterogeneidad similar al del *Quercus rysophylla* en el rango 0.00, Dicho de otra manera, la heterogeneidad a nivel de géneros está definida ya que los límites de (\overline{DM}) se encuentran porcentajes muy similares en los rangos extremos.

Los datos contenidos, analizados y descritos en el cuadro anterior, nos presentan la oportunidad de conocer el valor de (\overline{DM}) de manera general, sin permitir la definición de que especies son los individuos más próximos de cada árbol muestra. Bajo éste fundamento se elaboraron las figuras (10.11.12.y13), en donde de manera clara es posible observar , no solo el porcentaje del índice de mezclas de los árboles muestra (especies) en estudio, sino también el porcentaje de aporte según su vecindad específica, denominándole "Índice porcentual de vecindad en mezcla de especies".

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

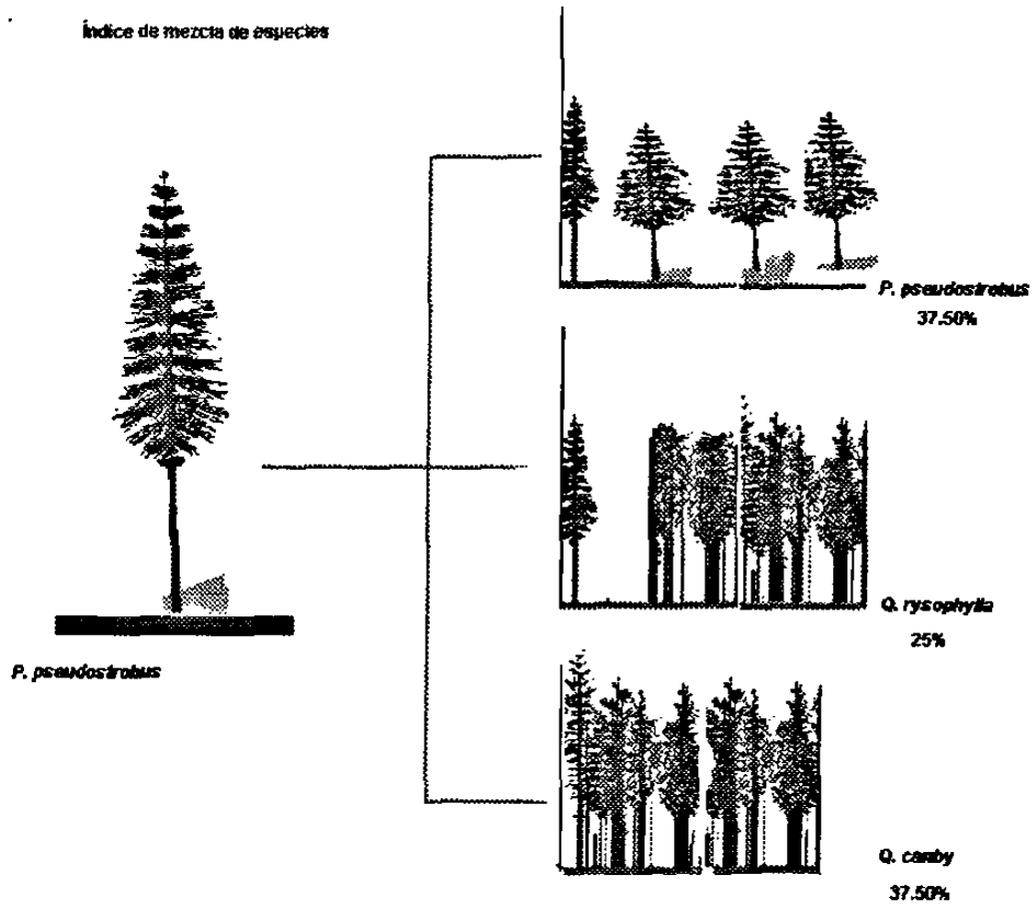
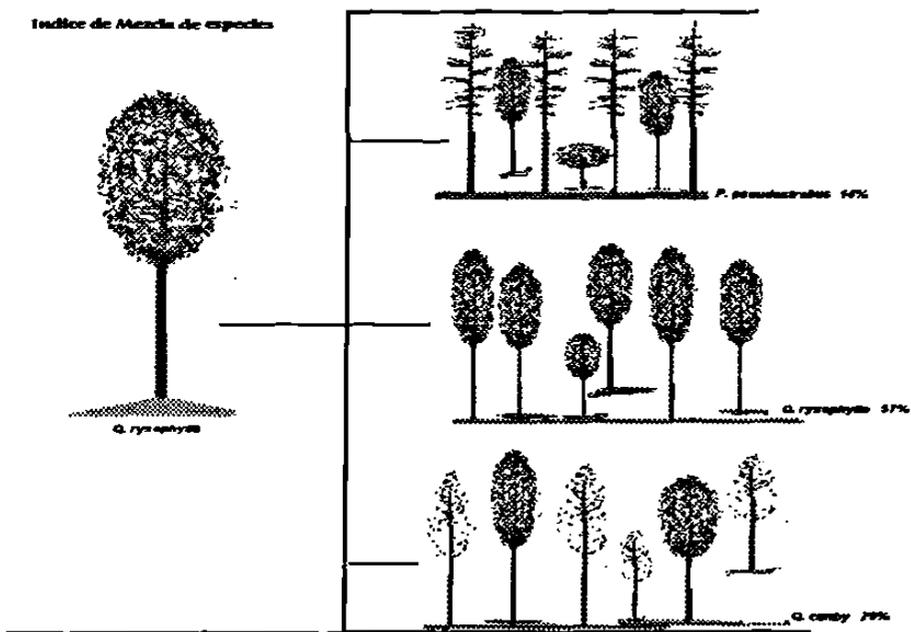
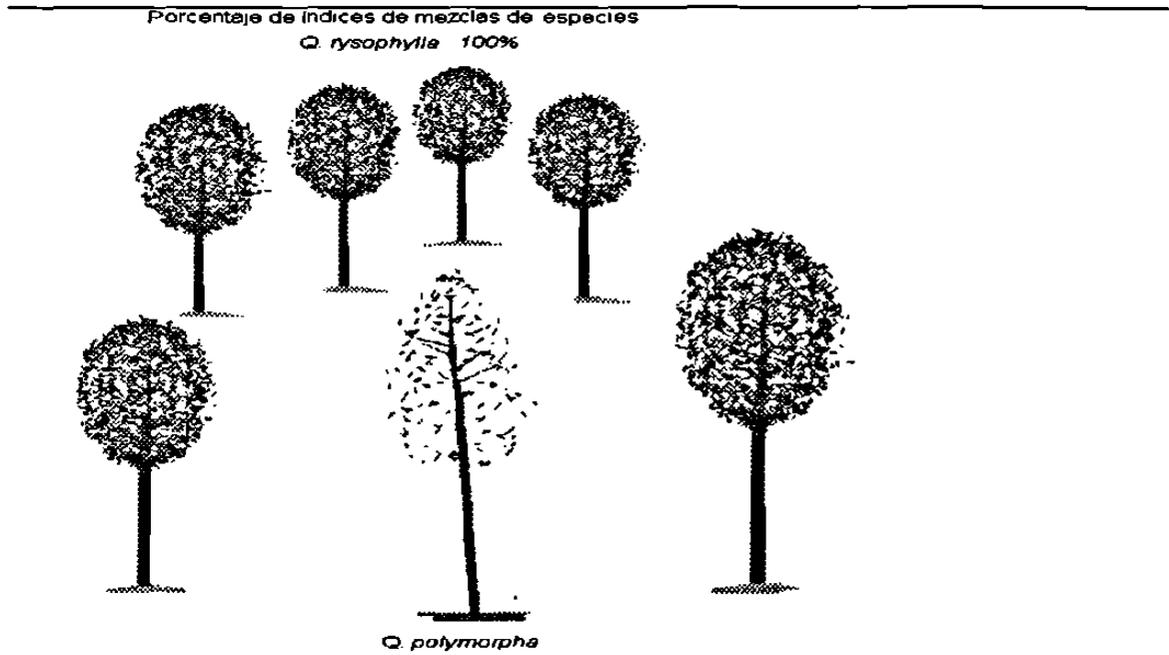


Figura 10. – Índice porcentual de vecindad para *P.pseudostrobus*

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.



Figuras.11y12 Índice porcentual de vecindad para *Q.rysophylla* y *Q.Polymorpha*



Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

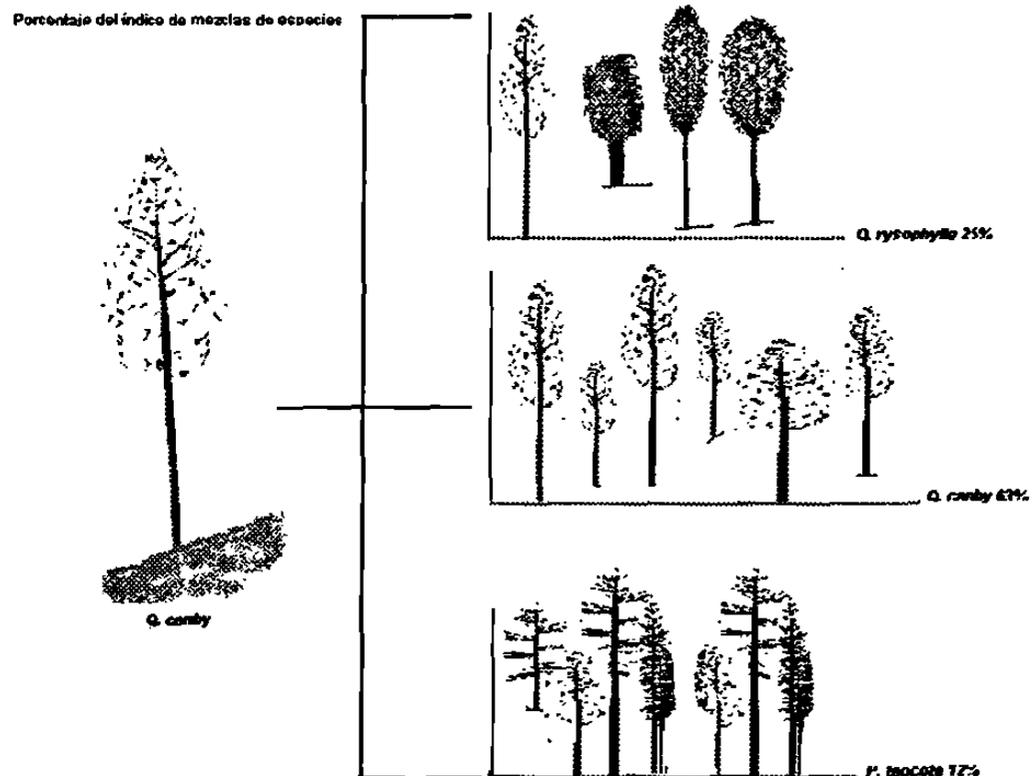


Figura.13 – Índice porcentual de vecindad para *Q. canby*

4.8. ÍNDICES DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES ARBÓREAS EN SITIOS DE MUESTREO Y POBLACIÓN

Con los resultados de la tabla 8 se inicia un proceso importante dentro de esta investigación y es la de realizar comparaciones de los datos obtenidos en el censo total (población) y el muestreo de esa población y donde se observa el número de individuos por especie (N), enmarcadas 10 especies para la población y 8 en los sitios de muestreo, en donde el total de (N) fue de 879 y 96 respectivamente, siendo el *Quercus rysophylla* el más abundante con 289 individuos seguido por *Quercus canby* con 265 y *Pinus pseudostrobus* con 236 el resto de las especies (7) presentó menos de 26 individuos, en cuanto al muestreo los datos que lo conforman son el producto

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

de 24 sitios, donde se repite la porcentualidad de (N) en las especies de mayor abundancia cambiando el orden de importancia ya que el *Quercus canbyi* presenta el mayor número de individuos (27) y *pseudostrobus* 25.

Otro dato interesante es el referido al arbol-objeto por cada sitio y donde el *Pinus pseudostrobus* y *Quercus canbyi* se apreciaron en 8 sitios, y en el sentido de aparición de especies solo 4 aparecieron en los 24 sitios como arboles objeto, el análisis posterior de estos datos permitió determinar los índices de riqueza y diversidad de especies tanto para la población como para el muestreo y donde lo relevante de este cuadro estriba en que a primera vista el índice de Shannon es el único que no sobre estima su valor con respecto a la medición total de la población . Un análisis más gráfico y completo se observa en la siguiente tabla

- Indice	Población	Muestreo
R1	100%	+115%
R2	100%	+238%
D	100%	+ 111%
H'	100%	93%

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

Tabla 8 Índices de riqueza y diversidad de especies arbóreas correspondiente a los sitios de muestreo en comparación con la población.

Clave	Población		Muestreo		
	- Especie	- N	- Especie	N	AO
1	<i>Pinus pseudostrobus</i>	236	<i>Pinus pseudostrobus</i>	25	8
2	<i>Quercus rysophylla</i>	289	<i>Quercus rysophylla</i>	27	7
3	<i>Quercus canbyi</i>	265	<i>Quercus canbyi</i>	37	8
4	<i>Pinus teocote</i>	26	<i>Pinus teocote</i>	1	
5	<i>Cercis canadensis</i>	24	<i>Cercis canadensis</i>	2	
6	<i>Juniperus flaccida</i>	3	<i>Juniperus flaccida</i>	1	
7	<i>Arbutus xalapensis</i>	6	<i>Arbutus xalapensis</i>	0	
8	<i>Quercus laceyi</i>	15	<i>Quercus laceyi</i>	2	
9	<i>Q. virginiana</i>	2	<i>Q. virginiana</i>	0	
10	<i>Quercus polymorpha</i>	13	<i>Quercus polymorpha</i>	1	1
	Total	879		96	24

4.9. DESCRIPCIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN VERTICAL DE LAS ESPECIES

En general las variables que se han definido hasta antes de estas notas, permiten analizar la estructura horizontal de la población bajo estudio, el otro elemento que permite llegar a realizar un análisis estructural más completo, es sin duda la definición del índice de distribución vertical de las especies, ya que se observa la abundancia definida por los estratos que aparecen en la población, estos pueden ser 1,2 ó 3 de acuerdo al desarrollo en altura de las especies. Lamprecht (1986) propone una metodología basada en análisis de los estratos en las copas de las especies a describir, la aportación de Pretzch (1996) a esta idea dio como resultado la definición de tres zonas de altura; donde el estrato I: contempla todos aquellos individuos que de acuerdo a su altura total estén comprendidos entre el 80% y 100% de la altura máxima del rodal, el estrato II: sobre 50% hasta 80%, y el estrato III de 0% a 50%. Esta metodología es la base para presentar los datos en la tabla 9 ,además se puntualizan los siguientes conceptos; número de individuos, porcentaje que representa en la especie, población y zona de altura para cada estrato, tanto en población como en muestreo.

De acuerdo a los valores presentados en la tabla 9 el estrato I está conformado por *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote* alcanzando un 1.7% de representatividad de la población, el 15.9% se ubica en el II estrato con las especies del I estrato más *Quercus rysophylla* y *canbyi*, denotando una particularidad éstas especies, ya que siempre han aparecido en los análisis de Diferenciación diamétrica, área basal, altura e índices de mezcla de especies, aportando valiosa información permitiendo la realización de los juicios de valor tendientes a comprender de manera clara la estructura vertical y horizontal del bosque de Pino-encino. en el estrato III se encuentran

todas las especies en un 82.4% con respecto a la población, por tal motivo se puede inferir que la diferenciación vertical para esta población está definida por árboles jóvenes y que el *Pinus pseudostrobus* se localiza por lo general en los tres estratos donde su supremacía se observa en los estratos I y II con el 66.7% y 80.7%. para el estrato III el *Pinus pseudostrobus* se encuentra por debajo 19 puntos porcentuales de *Quercus rysophylla* (31.8%) y *Quercus canbyi* (28.9%) y el resto de las especies con un (100%). ver fig. (14)

En lo que se refiere a los valores obtenidos en el muestreo; se puede comentar que solo el piso superior (estrato I), presenta una variación importante con respecto a la población ,ya que solo se presenta el *Pinus pseudostrobus* con un 4.2%. En los estratos II y III la diferencia es de tan solo dos puntos porcentuales en ambos casos, de tal forma que esto confirma que la mayoría de las especies en cuanto a número, se encuentran dispuestas en el estrato inferior.

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

Tabla 9. Descripción de la distribución vertical de especies.

Especie	Población				Muestreo			
	No. Ind.	% Especie	% Altura en Población	% Zona de Altura	No. Ind.	% Especie	% Altura en Población	% Zona de Altura
Estrato I*					**			
1. <i>Pinus pseudostrobus</i>	4	4	1.1	66.7	4	16	4.2	100
2. <i>Pinus teocote</i>	5	19	0.6	66.7				
Suma	15		1.7	100	4		4.2	100
Estrato II*								
1. <i>Pinus pseudostrobus</i>	113	48	12.9	80.7	11	44	11.5	64.7
2. <i>Quercus rysophylla</i>	11	4	1.2	7.8	2	7.4	2.1	11.8
3. <i>Quercus Canbyi</i>	12	4	1.3	8.6	4	10.8	4.1	23.5
4. <i>Pinus teocote</i>	4	15	0.5	2.9				
Suma	140		15.9	100	17		17.7	100
Estrato III*								
1. <i>Pinus pseudostrobus</i>	113	48	12.8	15.6	10	40	10.4	13.3
2. <i>Quercus rysophylla</i>	280	96	31.8	38.7	25	92.6	26.0	33.3
3. <i>Q. Canbyi</i>	254	96	28.9	35.0	33	89.2	34.4	44.0
4. <i>Pinus teocote</i>	17	65	1.9	2.4	1	100	1.0	1.3
5. <i>Cercis canadensis</i>	21	100	2.4	2.9	2	100	2.1	2.7
6. <i>Juniperus flaccida</i>	3	100	0.3	0.4	1	100	1.0	1.3
7. <i>Arbutus xalapensis</i>	6	100	0.7	0.8				
8. <i>Q. Laceyi</i>	15	100	1.7	2.1	2	100	2.1	2.7
9. <i>Quercus virginiana</i>	2	100	0.2	0.3				
10. <i>Q. polymorpha</i>	13	100	1.5	1.8	1	100	1.1	1.3
Suma	724		82.4	100	75		78.1	100
Total	879		100		96		100	

* Estrato I: sobre 80 hasta 100 % 18.72 a 23.4 m
 Estrato II: sobre 50 hasta 80 % 11.7 a-18.7 m
 Estrato III: 0 hasta 50 %: 1.7 a 11.6 m

** Estrato I: De 16.80 a 21.0 m
 Estrato II: De 10.50 a 16.79 m
 Estrato III: De 1.10 a 10.49 m

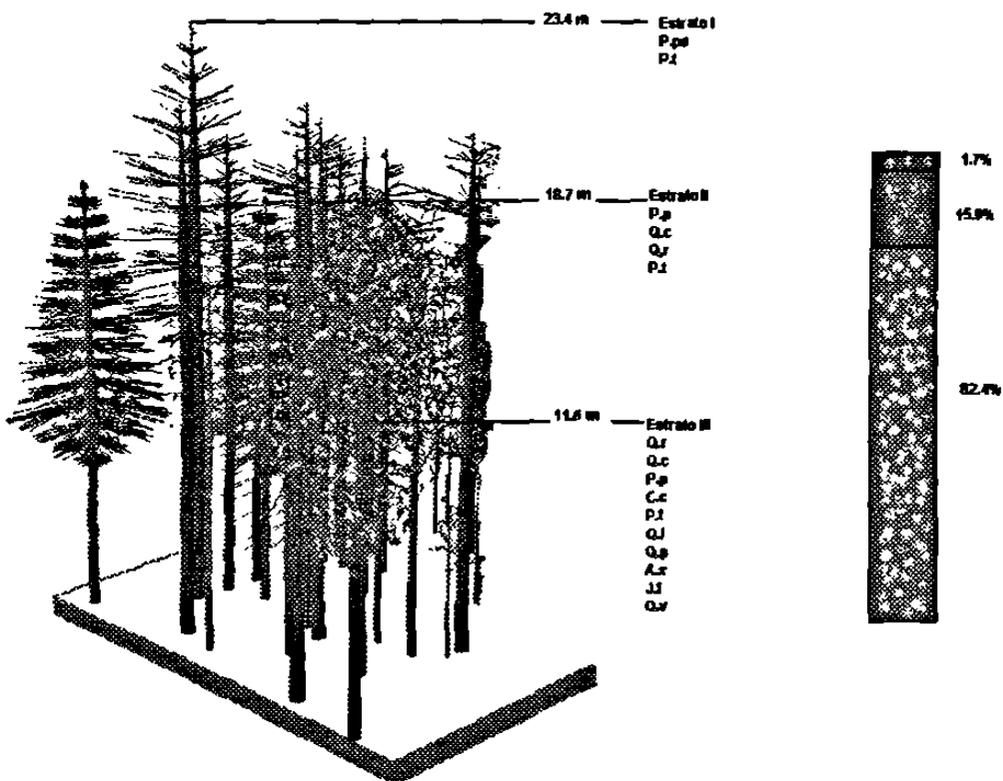


Figura 14 .- Distribución vertical porcentual, especies por estrato, parcela Parque Ecológico Chipinque.

4.9.1. Índice de distribución vertical (A)

La determinación de la estructura vertical está ligada de manera precisa al valor de (A) y (A_{max}), tanto para la población total como para población en el muestreo. De tal forma que al comparar los valores resultantes de la distribución vertical de especies presentes por estrato (tabla 9), la utilización del índice (A) de Pretzsch, mediante la ecuación:

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

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

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

La información de la población y los sitios de muestreo fueron la base para determinar los valores de (A) y (A_{max}), donde :

Población	Muestreo
A = 3.00 ; A_{max} = 3.49	A = 3.07 ; A_{max} = 3.17

Todos los valores obtenidos muestran similitud, de tal forma que , si el valor de (A) se encuentra cercano al valor de A_{max} es concluyente inferir que estamos ante un rodal conformado por diferentes especies y que alguna de ellas se distribuye en los tres estratos.

Quizás una forma más detallada para definir la distribución vertical es; que a partir la cobertura de copa , porcentaje por estrato, edad e índices máximos de altura de las especies, sea posible obtener el índice de persistencia vertical de las especies, desarrollar ésta metodología es quizá el camino próximo futuro de objeto de investigación emanado de esta tesis.

4.10.DISTRIBUCIÓN ESPECIAL

4.10.1. Patrones espaciales de las especies

El uso de distribuciones estadísticas e índices de dispersión coadyuvan al conocimiento y medición de patrones espaciales de las especies en las comunidades, y bajo esta premisa se obtuvieron resultados a través de la

ocurrencia de las especies en estudio por sitio y parcela (distribución de frecuencias), sumalizando el número de sitios con: 0,1,2,3 ó 4 individuos.

Las relaciones entre la media y la varianza del número de individuos por sitio, conforman la base para entender los patrones de dispersión en la población (ver pag. , metodología) , de tal manera que una primer aproximación en la definición del patrón de dispersión de las especies se presenta en las tablas 10 y 11:

Tabla 10.-Patrón de dispersión de especies

Parcela Bosque Escuela			
Especie	media	varianza	Patron
1	2,09	1,5950	Uniforme
2	0,574	0,8529	Agrupado
3	0,259	0,4975	Agrupado
4	0,2962	0,7030	Agrupado
5	0,5185	0,7071	Agrupado
6	0,2407	0,2617	Agrupado
9	0,0185	0,0185	Aleatorio

Patrón
Aleatorio: varianza =media
Agrupado: Varianza>media
Uniforme: Varianza<media

Este es el paso inicial para detectar un patrón de distribución definido en la comunidad ecológica , ya que mediante las relaciones de varianza y media de las poblaciones (Ludwing y Reynolds, 1988), es posible inferir el comportamiento interespecífico de distribución espacial.

Tabla 11.-Patrón de dispersión de especies

Parcela Parque Ecológico Chipinque			
Especie	media	varianza	Patron
1	1,0410	1,3460	Agrupado
2	1,1250	1,6790	Agrupado
3	1,5400	1,6500	Agrupado
4	0,1660	0,3188	Agrupado
5	0,0410	0,0410	Aleatorio
9	0,0410	0,0410	Aleatorio
10	0,0833	0,1666	Uniforme
12	0,0410	0,0410	Aleatorio

donde: 1.-*Pinus pseudostrobus*

4.-*Quercus laceyi*

9.-*Quercus polymorpha*

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

2.- <i>Quercus rysophylla</i>	5.- <i>Juniperus flaccida</i>	10.- <i>Cersis canadensis</i>
3.- <i>Quercus canbyi</i>	6.- <i>Arbutus xalapensis</i>	12.- <i>Pinus teocote</i>

La realización de observaciones a este nivel, es un tanto aventurado, solo nos permite inferir cuál sería la tendencia de distribución de las especies, ya que los datos provienen de una interacción simple entre su varianza y media y aún se desconoce, el modelo de distribución de probabilidad de cada especie, el cuál nos proporcionará elementos estadísticos, para que nuestras conclusiones se basen en conceptos ecológicos y estadísticos.

Al desarrollar el procedimiento para la definición de los patrones probabilísticos de distribución (ver anexo), se obtuvo la información registrada en las tablas (12y13)..

Tabla 12.- Parcela “Bosque –Escuela” valores de índices de dispersión (ID), agrupamiento (IC), y Grenn(IG)

Especie	media	varianza	Patron	ID	IC	I.Green	χ^2
1	2,09	1,5950	Aleatorio	0,7622	-0,24	-0,0021	40,39
2	0,574	0,8529	Agrupado	1,4856	0,49	0,01618	78,74
3	0,259	0,4975	Agrupado	1,9191	0,92	0,0702	101,71
4	0,2962	0,7030	Agrupado	2,3726	1,37	0,0915	125,75
5	0,5185	0,7071	Agrupado	1,363	0,36	0,0134	72,28
6	0,2407	0,2617	Aleatorio	1,08	0,08	0,00725	57,61
9	0,0185	0,0185	Aleatorio	0,9999	-1E-04	1.701 E+38	52,999

Los valores de χ^2 son la base para la definición del ajuste del patrón de distribución de las especies y debido a esto, la especie 1 fue modificada, pasando de un patrón uniforme al aleatorio y especie 6 se ajustó del patrón agrupado al aleatorio (ver tabla 10), , de este modo es posible inferir que índices de dispersión ó de agrupamiento son aplicables por especie y bajo que modelo probabilístico se estudiará su patrón espacial, por ejemplo; para las especies con un patrón de agrupamiento, el desarrollo del modelo de

distribución binomial negativa. permitirá aceptar ó rechazar la hipótesis nula propuesta en su caso.

En resumen, las especies 2,3 y 4, que pertenecen al género Quercus, además de la especie 5 (Juniperus).a primera vista parece confirmar la disposición natural de su distribución espacial. Mientras que el resto de las especies, (1.6 y 9) al ser aleatorias el valor del ID será el correcto o aplicable en su caso.

En lo que respecta a los resultados presentados en la tabla(13) de la parcela "Parque Ecológico Chipinque", retomando lo explicado anteriormente, sobre el efecto del valor de χ^2 . Las especies 1, 3, presentaron un ajuste en su patrón de distribución. cambiando de agrupado a aleatorio y la especie 10 de uniforme a agrupado, esto es lógico para el caso de las especies 1 y 3, ya que el valor de 1 (uno) representa la identidad de aleatoriedad en una especie y comparamos con el valor ID, inferimos que las especies en cuestión se encuentran en un rango muy próximo a éste patrón de distribución.

Especie	media	varianza	Patron	ID	IC	I.Green	χ^2
1	1,0410	1,3460	Aleatorio	1,292	0,292	0,0121	29,72
2	1,1250	1,6790	Agrupado	1,492	0,492	0,0189	39,33
3	1,5400	1,6500	Aleatorio	1,07	0,07	0,0019	24,62
4	0,1660	0,3188	Agrupado	1,91	0,91	0,304	44
5	0,0410	0,0410	Aleatorio	0,999	-0,001	1.701 E+38	23
9	0,0410	0,0410	Aleatorio	0,999	-0,001	1.701 E+38	23
10	0,0833	0,1666	Agrupado	2	1	0,9999	46
12	0,0410	0,0410	Aleatorio	0,999	-0,001	1.701 E+38	23

Tabla 13.-Parcela "Parque Ecológico Chipinque" valores de índices de dispersión (ID), agrupamiento (IC), y Green(IG).

De tal forma que los valores de los índices al igual que en la tabla de "bosque -Escuela" proporcionan la posibilidad de inferir de manera ecológica-

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

estadística, que patrones de distribución siguen las especies y por ende la definición de que distribución probabilística deberá ser utilizada para el análisis de esa población.

La definición de los valores críticos de los índices de dispersión, es un paso importante para profundizar el conocimiento del grado de agrupamiento ó dispersión

de un población representada por sus especies. tomando como base los valores críticos tabulares de χ^2 con 0.975 y 0.025 nivel de probabilidad y grados de libertad de n-1 y partiendo de la hipótesis de aleatoriedad de la población se obtuvieron los resultados que a continuación se presentan (ver tablas 14 y 15)

Parcela Bosque Escuela				Val. Críticos χ^2		I.Green
Especie	Dispersión	ID	χ^2	0,975	0,025	
1	Aleatorio	0,7622	40,39	32,4	71,4	-0,0021
2	Agrupado	1,4856	78,74	>71,4		0,01618
3	Agrupado	1,9191	101,71			0,0702
4	Agrupado	2,3726	125,75			0,0915
5	Agrupado	1,363	72,28			0,0134
6	Aleatorio	1,08	57,61			0,00725
9	Aleatorio	0,9999	52,999			1.701 E+38

Tabla14.-- Definición de valores críticos para los diversos índices.

Esta forma de presentación de los valores proporciona una clara caracterización de límites de los valores de cada índice y aún puede ser más a detalle si solo se incluyeran los índices acordes a la tipo de dispersión que presente cada especie, por tal motivo, y como ejemplo se observa que los valores del índice de Green (IG), son negativos, extremadamente grandes ó muy pequeños, cuando son computados para especies de distribución aleatoria, pues no hay que olvidar que éste índice es una modificación del IC

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

relacionado con el valor máximo de agrupamiento de las especies. ésta situación se presenta en las dos parcelas , el análisis de la información en este nivel permite inferir el comportamiento de distribución espacial por especies y al contar con los valores del índice de porcentaje de vecindad por pares específicos, es probable conocer ó predecir la constelación de agrupamiento intraespecífico, con bases estadísticas sólidas.

Parcela Parque Ecológico Chipinque				Val. Criticos χ^2		
Especie	Dispersión	ID	χ^2	0,975	0,025	I.Green
1	Aleatorio	1,292	29,72	11,69	38,1	0,0121
2	Agrupado	1,492	39,33	> 38,1		0,0189
3	Aleatorio	1,07	24,62			0,0019
4	Agrupado	1,91	44			0,304
5	Aleatorio	0,999	23			1.701 E+38
9	Aleatorio	0,999	23			1.701 E+38
10	Agrupado	2	46			0,9999
12	Aleatorio	0,999	23			1.701 E+38

Tabla 15.-Definición de valores críticos para los diversos índices en P.Chipinque

Las propiedades de los índices de dispersión, están sustentadas en los valores máximos de uniformidad, aleatoriedad y agrupamiento de las especies en estudio. (ver tabla 16).

Tabla 16.-Propiedades de los índices de dispersión

Índice	Valor del índice		
	Max. Uniformidad	Aleatoriedad	Max.
Agrupamiento			
Dispersión (ID)	0	1	n
Agrupamiento (IC)	-1	0	n-1
Green (IG)	-1/(n-1)	0	1

donde: n= número de individuos en la muestra

La definición de índices de dispersión y sus valores límites, permiten valorar la condición de las especies, tomando como referencia los valores máxima aleatoriedad y de agrupamiento Bajo este contexto se presentan los resultados en las tablas (17 y 18) .

Parcela Parque Chipinque			Val.Criticos χ^2		ID	Valor límite del índice		
Dispersión	Especie	χ^2	0,975	0,025		0	1	n
Aleatorio	1	29,72			0,7622			
	3	24,62			1,07			
	5	23			0,9999			
	9	23			0,9999			
	12	23			0,9999			
					I.Green	0	1	
Agrupado	2	78,74			0,0189			
	4	101,71		> 38,1	0,019			
	10	125,75			0,304			Ta

Tabla 17.- Definición de valores máximos del índice de dispersión.

De las nueve especies en estudio, tres de ellas (1,6 y 9), se definieron con patrón aleatorio y el resto en el patrón de agrupación. las especies aleatorias de acuerdo a su valor ID, hacen suponer que se trata de especies con un temperamento aleatorio bien definido , donde existen pocas posibilidades de desarrollar un patrón de agrupamiento, ya que los valores ID están cercanos a la unidad y este le confiere la máxima aleatoriedad a cada especie. En cuanto a las especies con patrón agrupado (2,3,4 y 5), los valores de IG están circundando al valor "0" denotando una probabilidad lejana de alcanzar el valor máximo de agrupamiento(1), la posibilidad de agregarse, recaerá entonces en otros factores, los cuáles por la naturaleza son tema de otras investigaciones presentes y próximas futuras.

Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino - encino.

Parcela Parque Chipinque			Val.Criticos χ^2		Valor límite del índice			
Dispersión	Especie	χ^2	11,69	38,1	ID	0	1	n
Aleatorio	1	29,72			0,7622		↑	
	3	24,62			1,07		↑	
	5	23			0,9999		↑	
	9	23			0,9999		↑	
	12	23			0,9999		↑	
					I.Green	0	1	
Agrupado	2	78,74			0,0189		↑	
	4	101,71	> 38.1		0,019		↑	
	10	125,75			0,304		↑	Ta

Tabla 18.- Definición de valores máximos del índice de dispersión

Para la parcela del Parque Ecológico Chipinque el 62% de las especies muestreadas presentaron un patrón de dispersión aleatorio, donde las especies con una mayor aproximación al límite de máxima aleatoriedad (juniperus, Q. polymorpha y Pinus teocote), denotando su naturaleza de dispersión aleatoria bien definida. Para el análisis de las especie(2,4 y 10), donde las dos primeras especies pertenecen al género Quercus, presentan un valor del índice de Green(IG) muy similar entre ambas, pero muy lejanas al valor del límite de máximo agrupamiento, infiriendo con esto que el temperamento de distribución en dichas especies tiende a ser estable.

Consideraciones importantes:

- La interpretación de los resultados están basados en el poder que le confiere el valor del índice de dispersión a cada especie.
- Se estimó que el valor central del límite de ID representa el Nivel máximo de aleatoriedad y el valor extremo derecho de IG como el valor del índice máximo de agrupamiento.

- Cuando los valores de ID tienden a la máxima uniformidad (0) se asume que los sitios de muestreo contienen el mismo número de individuos.

- Cuando la población es agrupada , el valor de ID es influido con grado mayor por el número de individuos por sitio.

- La posibilidad de dispersión de las especies y el valor de sus índices están resueltos siguiendo una metodología estadística –ecológica, tomando como base los datos del muestreo de especies en cada localidad.

5. CONCLUSIONES

El desarrollo de las zonas dotadas de un ecosistema forestal implica el aprovechamiento de la potencialidad de sus recursos bajo un esquema de líneas de investigación dirigidas al análisis de estructuras arbóreas en este caso la comunidad de *Pinus-Quercus* y sus variantes proporcionan la posibilidad de realizar estudios sobre la descripción de los ecosistemas, que permitan dimensionar los alcances de los bienes y servicios que estos ecosistemas producen.

La investigación en este ecosistema permitió conocer parámetros como número de especies (10), de las cuales 2 pertenecen al género *Pinus* y 5 al género *Quercus*, la metodología de evaluación requirió de la combinación de evaluación global y de un sistema de muestreo. desarrollando una medición total de individuos, desarrollando un sistema de control por numeración y posición de cada individuo arbóreo, Los datos que arrojaron los sitios de muestreo, distribuidos mediante una red de puntos, se utilizan para la determinación de los diferentes parámetros estructurales.

Los datos paramétricos de la población de la parcela instalada en el Parque Ecológico Chipinque, dan la posibilidad de dilucidar la densidad y porcentaje de las especies arbóreas en su conjunto. De tal forma que las especies *rysophylla* y *canbyi* del género *Quercus* presentan el valor más alto en cuanto al número de individuos/ha con 348 y 319 respectivamente y por consecuencia un 32.8 y 30.1% en lo referido a abundancia relativa, seguidas muy cerca por el *Pinus pseudostrobus* con 284 individuos y 5.9 puntos porcentuales por debajo del *Quercus rysophylla*.

En lo que refiere a la dominancia, el *Pinus pseudostrobus* presenta un área basal relativa del 54.8% muy por encima del *Pinus teocote* el cuál con un 18.2% ocupa el segundo lugar en cuanto al área basal/ha, el resto de las especies presentan el área basal relativa menor del 16.6% resultante del número de individuos/ha y a sus los valores diámetricos. El ecosistema entonces puede considerarse desde el punto de vista abundancia como *Quercus –Pinus*, y de dominancia como *Pinus Quercus*

La definición de la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies proporciona las bases para analizar de la relación existente entre las especies de una población. El utilizar estos parámetros a partir de los sitios de muestreo y compararlos con la medición total de la población se presentan variaciones claras dentro del ecosistema (+3% N/ha y +20% G/ha), por lo que se recomienda agrupar a las especies los valores relativos de las especies por género. En cuanto a la frecuencia de las especies *Q.canbyi*, *Q.rysopylla* y *Pinus pseudostrobus* resultan ser la de mayor importancia, ya que ocurren en el 71, 62 y 58%, respectivamente de los sitios de muestreo.

Las características distintivas de las comunidades naturales, son el reflejo del grado de riqueza específica que poseen, por lo tanto una comunidad es más compleja mientras sea mayor el número de especies que la conforman y mientras menos dominancia presentan una ó pocas especies con respecto a los demás. bajo este contexto la determinación de los índice de diversidad de especies; Simpson (D) y su complemento (1-D), además de Shannon (H') con sus resultados correspondientes: 0.27 (D), .73 (1-D) y 1.48 (H'), con 10 especies,

Los índices de diversidad de Shannon y de Simpson describen en buena forma la diversidad de especies arbóreas del bosque mixto de pino-encino,

el índice de Shannon, es sensible a la riqueza de especies denotando la desigualdad en la abundancia de las mismas. Y por otra, el índice de Simpson indica la poca dominancia de las interespecífica a excepción de *Pinus pseudostrobus*.

El índice porcentual de mezcla de especies permite determinar la estructura específica del ecosistema pino-encino, teniendo como base las relaciones próximas entre las especies.. De acuerdo al índice de mezcla de especies este ecosistema presenta un tipo de bosque irregular, dado que más del 70% de la población crecen junto a individuos de otras especies. Sólo en el caso de *Q. rysophylla* y *Q. canbyi* que por lo general se desarrolla junto a individuos de la misma especie. el balance general de % de (\overline{DM}) en los cuatro rangos reafirma que se trata de una población heterogénea con límites de mezcla inferior y superior; donde el genero *Quercus* presenta homogeneidad entre especies más no entre géneros, en tanto en el límite superior del (\overline{DM}) está representado a nivel de especie por el *Pinus pseudostrobus*

La diferenciación dimensional tanto en diámetro, área basal y en altura de los árboles-objeto (árbol-cero) y sus vecinos más próximos, permite un análisis más completo de la estructura horizontal y vertical del ecosistema, así como de la distribución de los sitios de muestreo y grupos de diferenciación. donde el 33% de los árboles muestra se ubican en el rango moderado y un 25% en el débil, sumando un 58.3% de la población de arboles muestra, y debido a que solo tres especies muestran esta diferenciación, es posible inferir que ciertas especies son poco diferenciables.

En cuanto al índice de diferenciación diamétrica, el *Pinus pseudostrobus* y *Quercus cambyi* aportan un 33.3% y 33.2% respectivamente, *pinus pseudostrobus* se presenta en los cinco grupos de diferenciación

confirmando un balance de diferenciación diamétrica con las especies restantes, estos elementos de juicio son un tanto superficiales y por lo tanto es necesario realizar un análisis a detalle de las especies con mayor peso ó aporte a la diferenciación diamétrica. tales como: Distribución porcentual de ocupación específica en la diferenciación diamétrica y el índice de diferenciación de área basal.

Los datos obtenidos de la diferenciación en área basal , dan la oportunidad de soportar y clarificar el conocimiento cuantitativo de la estructura horizontal de la población arbórea en estudio.

De acuerdo a los resultados, el *Pinus pseudostrobus* , y el género *Quercus* y sus especies *rysophylla*, *canbyi* y *polymorpha*, presentan un extraordinario balance de porcentajes de ocupación en los grupos ó rangos de diferenciación. obteniendo con éste análisis una definición de la estructura horizontal más oportuna y específica gracias a las características de estabilidad que éste parámetro le confiere.

En cuanto a la distribución vertical de las especies arbóreas, de la población así como de los sitios de muestreo, sus resultados son muy semejantes, el definir esta diferenciación de las especies permite conocer cuantitativamente la estructura vertical del ecosistema forestal, logrando una mayor objetividad al complementar los resultados con los obtenidos en la diferenciación diamétrica. y tal es el caso de *Pinus pseudostrobus*, donde su amplitud de distribución en los todos los estratos de altura fue manifiesta, con porcentajes muy semejantes, tanto en la población como en los sitios de muestreo. Dada la similitud de resultados es posible la utilización de los sitios de muestreo para la determinación de la distribución vertical de las especies arbóreas de ecosistemas mixtos de pino-encino.

El uso de distribuciones estadísticas e índices de dispersión coadyuvan al conocimiento y medición de patrones espaciales de las especies en las comunidades, y por consecuencia, mediante la definición y aplicación de las variables dasométricas estructurales; diversidad de especies, porcentualidad de mezcla de especies, diferenciación dimensional y distribución espacial es posible caracterizar en forma cuantitativa la estructura horizontal y vertical de especies arbóreas en ecosistemas de tipo multicohortal.

En resumen: por medio de los valores promedio de los parámetros estructurales así como los patrones de agrupación de las especies es posible reconocer que la población es heterogénea y que su diversidad le confiere un valor significativo dentro del ecosistema en estudio.

Esta investigación provee de una metodología actual acorde al desarrollo científico y productivo del sector forestal en nuestro país, y es congruente con las normas que aplica la fundamentación y elaboración de planes de manejo de recursos naturales, y con la filosofía de que los ecosistemas son el espacio físico donde el ser humano desarrolla sus actividades, se reproduce, y vive en forma estrecha con y de la comunidad vegetal, disfrutando de todos sus bienes y servicios. de tal forma que los métodos que se adoptan para aprovecharlos conlleven siempre la premisa de la sustentabilidad de los ecosistemas forestales .

BIBLIOGRAFIA

- Aguirre, O.; Jiménez, J; Vargas, B. 1997: Análisis estructural del estrato arbóreo de ecosistemas forestales multicohortales. III Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales. Resúmenes de Ponencias. 36 pp.
- Aguirre, O.; Kramer, H.; Jiménez, J. 1998: Análisis de la estructura de ecosistemas forestales. Un caso de estudio en Durango. México. Memoria del Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile, 11p.
- Aguirre, O.1999: Indices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. Revista Ciencia Forestal (en prensa).
- Blaser, J. 1987: Standörtliche und waldkundliche Analyse eines Eichen-Wolkenwaldes (*Quercus* ssp) der Montanstufe in Costa Rica. Göttinger Beitr. z. Land-und Forstwirtschaft i.d. Tropen u. Subtropen, H.26, 235 pp.
- Brower, E.; Zar, H. ; Von Ende, N. 1990: General Ecology: Field and laboratory methods. Wm. C. Brown Publisher. Third Edition.
- CEPAL/PNUMA, 1991. El reto ambiental del desarrollo en América Latina y el caribe. Chile
- Clark, J.; Evans, C. 1954: Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. Ecology 35: 445-453.
- Daniel, O. 1998: Subsidio al uso del índice de diversidad de Shannon. Trabajo presentado en el Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia-Chile.
- De Camino, R. 1976: Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. Allgemeine forst-und Jagdzeitung 147 (2/3): 54-58.

- Elliott, J.; Hewitt, D. 1997: Forest species diversity in upper elevation hardwood forest in the southern Appalachian Mountains. *CASTANEA* Vol.62 (1): 32-42.
- Füldner, K.; Gadow, K. 1994: How to define a thinning in a mixed deciduo beech forest. In: *Mixed Stands. Proceeding from the symposium of the IUFRO Working Groups S4.01-03 and S4.01-04.* Louisa & Coimbra, Portugal, 31-42.
- Füldner, K. 1995: *Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern.* Dissertation, Forstliche Fakultät, Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Gadow, K.; Füldner, K. 1992: *Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung.* Tagungsbericht der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung, Klieken bei Dessau.
- Gadow, K. ; Hui, G. 1998: *Modeling Forest Development.* Faculty of Sciences and Woodland Ecology, Göttingen, Germany.
- Gadow, K. 1999. *Waldstruktur und Diversität.* Aus dem Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Georg-August Universität Göttingen. *Allg. Forst-u.J.-Ztg.*, 170. Jg., 7. 117-122 p.
- Gaines, L.; Harrod, J.; Eehmkuhl, F: 1999 *Monitoring biodiversity: quantification and interpretation.* Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443. Portland, OR: USDA, FS , Pacific Northwest Research Station. 27 p.
- García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen.* UNAM.
- Gómez-Pompa A. 1985. *Los recursos bióticos de México* Ed. Alhambra Mexicana. México.
- Hurlbert, S. H. 1971: The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52(4): 577-586.

- Jiménez, J.; Kramer, H. 1991: Breve análisis sobre la situación actual de los recursos forestales en México. Reporte Científico No. Esp. 7. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N.L., 21 S.
- Jiménez, J.; Kramer, H. 1992: Dinámica del crecimiento de especie arbóreas en un rodal mixto-incoetáneo mediante la metodología de análisis troncal. Reporte científico No. 31. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L., 36 S.
- Jiménez, J.; Aguirre, O.; Kramer, H. 1988: Beslandes strukturanalyse in ungleichaltrigen Kiefern-Wacholder-Eichen-Mischwald Nordostenmexikos. Forstachiv 69 (6). 227-234.
- Jiménez, J.; Torres, L.; Baca, J. 1999: Descripción estructural de un ecosistema de Pinus-Quercus en la Sierra Madre Oriental. IV Congreso Mexicano Sobre Recursos Forestales. Durango, Dgo. México.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los Trópicos: Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Ed. Gtz Alemania.
- Lauer, W. 1968: Problemas de la división fitogeográfica en America Central. In: Geoecología de las regiones Montañosas de las Americas Tropicales, F. Duemmier Veriag, Bonn, pp. 139-156.
- Lozano, G. y Torres, H. 1974: Aspectos generales sobre la distribución, sistematica, fitosociologia y clasificación ecológica de los bosques de roble (*Quercus* sp.) en Colombia. Ecología tropical (Bogotá) 1 (2), 45-79 pp.
- Ludwig, J.; Reynolds, J. 1988: Statistical ecology: A primer on methods and computing. John Wiles. New York 337.
- Magurran, A. 1988: Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. new Jersey. 179 p.
- Margalef, R. 1972: Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. Trans. Connect. Acad. Arts Sci., 44. 211-35 pp.

- Muller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974: Aims and methods of vegetation ecology, John Wiley, New York.
- Muller, C. H. 1939: Relation of the vegetation and climatic types in Nuevo León, Mexico. Amer. Midl. Nat. 21, 687-729 pp.
- Müller-Using, B. 1994: Contribución al conocimiento de los bosques de encino y encino-pino en el Noreste de México. Reporte científico No. especial 14. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, N.L., México. 194 p.
- Nagel, J. 1994: Structural Analyses of the Forest Reserve Saubrink on the Basis of a Permanent Sample Plot Data. Symposium of the IUFRO Working Groups S4.01-03 and S4.01-04. Lousa & Coimbra, Portugal, 81-96 pp.
- Noss, F.; Coperrider, Y. 1994: Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Washington, DC: Island Press. 416 p.
- Peet, K. 1974: The measurement of species diversity. Ann. Rev. Ecol. System., 5. 285-307 pp.
- Pielou, C. 1961: Segregation and symmetry in two-species populations as studied by nearest Neighbour. Journal of Ecology 49: 255-269 pp.
- Pielou, C. 1975: Ecological diversity. John Wiley, New York.
- Pielou, C. 1977: Mathematical Ecology. John Wiley, New York. 386 pp.
- Pommerening, A.; Gadow, V.; Lewandowski, A. 1997. A new approach to describing forest structures. For. Ecol. And Management.
- Pretzsch, H. 1996: Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Jahrestagung 1996, Nehresheim, 134-154.
- Shannon, C. E. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed.): The mathematical theory of communication urbana, Univ. Of Illinois Press. Pp:3-91.
- Synnott, J.; Marroquín, J. 1987: Ecología forestal del terreno de Santa Rosa, Iturbide, Nuevo León. Con una lista anotada de los árboles y

- arbustos. Reporte Científico No. 6. Facultad de silvicultura y manejo de recursos renovables . Linares N. L. Méx.
- Thiollay, M. 1992: Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology*. 6(1):47-63.
- Wolf, C.; Carreón, U.; González, J. 1986: Diagnóstico de la utilización de productos forestales en el noreste de México: Fundamentos ecológicos, usos actuales y potenciales de los bosques y matorrales del noreste de México. *Schr. D. Forstl. Fak. D. Univ. Gottingen u.d. Nds. Forstl. Versuchsanstalt*, Bd. 84, pp. 117-127.
- Toledo, C., 1984. Diagnóstico ecogeográfico y ordenamiento ambiental del Municipio de Alcozauca. Gro.
- Thomas C. Emmel. *Ecología y Biología de poblaciones* Pag. 59-62 y 66. Ed Nueva Editorial Internacional S.A.C.V. México. 1975.
- Clapham, W.B.Jr. *Natural Ecosystems*. Mac. Millan Pub.Co.Inc.Nueva York.1973
- Kershaw, K.A. *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. Edward arnold publisher, Londres, 1973.
- Mueller-Dombois y Ellenber. *Aims and Methodos of vegetation Ecology*. Jhon Wiley and Sons, Nueva York, 1974.
- Southwood, T.R.E. *Ecological Methods*. Chapman & Hall, Londres, 1978.
- Simpson, E.H. "Measurement of Diversity" *Nature*, 163:688, 1974.
- Whittaker, R.H. "Evolution and Measurent of Species Diversity", *Taxon*, 212(2/3):213-251, 1972.

