



Solutions for environment and development  
Soluciones para el ambiente y desarrollo

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL  
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y FUNCIONAL DE LOS BOSQUES  
DEL PARQUE NACIONAL MONTECRISTO, EL SALVADOR**

por

**FRANK SULLYVAN CARDOZA RUIZ**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado  
como requisito para optar por el grado de

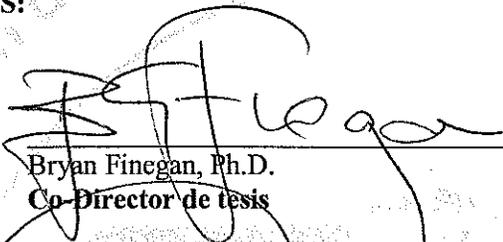
*Magister Scientiae* en Manejo y Conservación de  
Bosques Naturales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2011

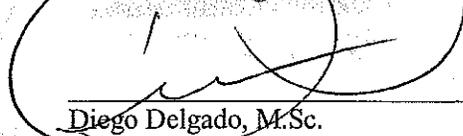
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES TROPICALES  
Y BIODIVERSIDAD**

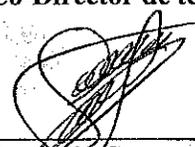
**FIRMANTES:**



Bryan Finegan, Ph.D.  
Co-Director de tesis

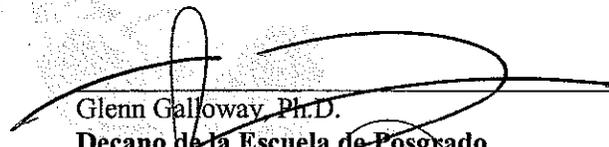


Diego Delgado, M.Sc.  
Co-Director de tesis

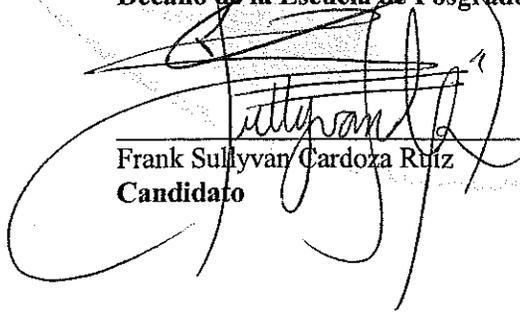


Fernando Casanoves, Ph.D.  
Miembro Comité Consejero

José Linares, M.Sc.  
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.  
Decano de la Escuela de Posgrado



Frank Sullivan Cardoza Ruiz  
Candidato

## **DEDICATORIA**

A Dios por darme fortaleza,

A mi patria El Salvador,

A mis padres Jesús Cardoza Alvarenga y Ana Miriam Ruiz de Cardoza, mis hermanas Jeny Karen, Ivonne Carolina, Billy Johanna y mi hermano Jesús Moisés, quienes son mi fuente de inspiración, les amo; también a mi segunda familia en Honduras: Albania, Paul y especialmente a Ethel por toda su paciencia, ánimos y apoyo incondicional a cada instante durante todo este tiempo, eres una maravillosa mujer llena de ternura, comprensión y amor.

A nuestra Madre Tierra fuente inagotable de descubrimientos y conocimientos que debemos divulgar y valorar.

## AGRADECIMIENTOS

Al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por la beca otorgada para realizar mis estudios en CATIE, expreso mi más profundo agradecimiento por la invaluable ayuda económica del pueblo Alemán que consolida la fraternidad y compromiso que existe entre Alemania para apoyar las investigaciones en El Salvador.

A Neddy Zamora e Irena Rusak de la oficina regional del DAAD para Centroamérica en Costa Rica por su incondicional apoyo durante todo este tiempo en mi condición de becario.

A mi profesor consejero Bryan Finegan por toda la guía para la realización de esta investigación, por sus consejos acertados y por compartir su conocimiento para que este trabajo se realizará de la mejor forma posible.

A Diego Delgado por su orientación en los momentos más difíciles de este trabajo, por brindarme siempre excelentes consejos y con enseñarme que debemos disfrutar el trabajo a pesar de las adversidades y obstáculos presentes.

A Fernando Casanoves, por su incondicional ayuda en los análisis estadísticos y de diversidad funcional, por su paciencia y tiempo y por los excelentes partidos de volleyball.

A José Linares, por los recorridos de campo por los bosques de Montecristo, su buen humor en todo momento y las excelentes identificaciones botánicas, gracias Maestro.

A Sergio Vilchez, por su tiempo en los análisis estadísticos y aportes sustancialmente valiosos para este trabajo, por la creatividad en los mismos; sin tu ayuda no hubiese sido posible.

A Hugo Brenes, por todas las bases de datos generadas para los análisis, por sus consejos puntuales para avanzar y terminar esta investigación.

A mis compañeros de Bosques y Biodiversidad 2009-2010 (Willy, Jazmín, Nereyda, Sofia, Boris, Lilia, Adriana, Mariel, JuanK, Carolina, Diana, Annie, Santiago y Emilia) con quienes compartimos clases, giras, juegos y momentos realmente inolvidables que marcaron nuestras vidas y caminos, gracias amigos y amigas.

Al Proyecto FINNFOR por el apoyo económico para esta investigación por medio de las gestiones de Tania Ammour y su equipo de trabajo en CATIE y en la oficina en Esquipulas, Guatemala.

A mi apreciado equipo de trabajo “Talagüashtalaso”: Cosme, Moisés, Nohemy, Reynaldo, Jessica, Rafael y todas las atenciones en la casa de Don Nico en el sector de los planes de Montecristo, muchas gracias Marisol por sus atenciones después de jornadas largas de muestreos; a los guardaparques que nos acompañaron en los recorridos de campo y el personal del MARN en la Oficina del Casco Colonial del Parque Nacional Montecristo.

A la oficina del APTM en Esquipulas por el apoyo logístico en durantes las giras de campo y los trámites administrativos con el BID.

Al personal del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN), especialmente al MSc. Néstor Herrera, quién incondicionalmente busco las mejores alternativas para llevar a cabo esta investigación, muchísimas gracias.

Y un agradecimiento especial para todas las personas que siempre me brindaron su apoyo y colaboración en cada una de las actividades que desarrolle para llevar a cabo este trabajo, muchísimas gracias a todos y todas tanto en Costa Rica especialmente al personal administrativo, biblioteca y mantenimiento de CATIE como también en El Salvador.

### *“La fábula del Águila”*

*“El águila es el ave con mayor longevidad. Llega a vivir más de 70 años; pero para llegara ésa edad, a los 40 debe tomar una seria y difícil decisión, ya que sus uñas están apretadas y flexibles y no consigue tomar a sus presas, de las cuales se alimenta. Su pico largo y puntiagudo se curva, apuntando contra el pecho. Sus alas están envejecidas y pesadas y sus plumas gruesas; volar se hace ya tan difícil. Por tanto, el águila tiene solamente dos alternativas: morir o enfrentar un doloroso proceso de renovación que durará 150 días.*

*Este proceso consiste en volar hacia lo alto de una montaña y quedarse abí, en un nido cercano a un paredón, en donde no tenga la necesidad de volar. Después de encontrar ese lugar, el águila comienza a golpear su pico en la pared hasta conseguir arrancarlo; luego debe esperar el crecimiento de uno nuevo con el que desprenderá una a una sus uñas. Cuando las nuevas uñas comienzan a nacer, empieza a desplumar sus plumas viejas. Finalmente, después de 5 meses sale para su vuelo de renovación y poder así vivir 30 años más.*

*En nuestras vidas, muchas veces tenemos que resguardarnos por algún tiempo y comenzar un proceso de renovación para continuar un vuelo de victoria; debemos desprendernos de costumbres, tradiciones y recuerdos que nos causan dolor. Solamente libres del peso del pasado podremos aprovechar el resultado valioso que una renovación siempre trae”.-Anónimo.*

Terminar esta investigación significa una victoria pero también representa una renovación para continuar surcando los cielos.-FSCR

## **BIOGRAFÍA**

El autor nació en el Cantón Sitio del Niño, Municipio de San Juan Opico (que en náhuatl significa “lugar donde se arrancan corazones”), Departamento de La Libertad, El Salvador, un martes 10 de noviembre de 1976. Se graduó de la Escuela Agrícola Panamericana “Zamorano” en Honduras, como agrónomo en 1999 y como Ingeniero Agrónomo en abril de 2002. Ha trabajado en El Salvador como consultor en PROCAFOR (Programa Regional Forestal de Centroamérica), PROGOLFO (Proyecto de los Ecosistemas Costeros del Golfo de Fonseca), CBM (Corredor Biológico Mesoamericano), SalvaNATURA y con el MARN (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales).

También se ha desempeñado como consultor en proyectos apoyados por INBIO/Gobierno de Noruega/Zamorano, FUPNABID/AECID/COLOSUCA/UNESCO y como técnico en el Herbario Paul C. Standley-EAP/ZAMORANO/GEF/Missouri Botanical Garden; técnico de campo en proyectos de CUENCAS USAID/ZAMORANO, FUNDESO/ESPAÑA/ZAMORANO y como asistente de las clases de Ecología, Silvicultura y Botánica en Zamorano, Honduras. Es aficionado a la botánica, fotografía ambiental-social, al diseño gráfico, la música y la guitarra.

En el año 2009 tomó la decisión de cursar esta maestría por sus múltiples acercamientos con el tema socioambiental y de manejo de recursos naturales, su trabajo ha estado estrechamente relacionado con grupos organizados en las cuencas hidrográficas, áreas prioritarias de manejo forestal y parques nacionales tanto en Honduras como en El Salvador.

# CONTENIDO

DEDICATORIA.....	III
AGRADECIMIENTOS.....	IV
BIOGRAFÍA.....	VI
CONTENIDO.....	VII
RESUMEN.....	IX
ABSTRACT.....	XI
ÍNDICE DE CUADROS.....	XIII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XV
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	XVI
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos del estudio.....	3
<i>1.1.1 Objetivo general.....</i>	<i>3</i>
<i>1.1.2 Objetivos específicos.....</i>	<i>3</i>
1.2 Hipótesis del estudio.....	4
2 MARCO CONCEPTUAL.....	5
2.1 Importancia ecológica de los bosques tropicales.....	5
2.2 Efectos de la fragmentación en los bosques tropicales.....	5
2.3 Los bosques nublados y sus características.....	6
2.4 Factores que influyen en la distribución de especies.....	8
2.5 Los gradientes ambientales en los bosques tropicales.....	12
2.6 Diversidad funcional.....	13
<i>2.6.1 Los rasgos funcionales y su importancia.....</i>	<i>15</i>
<i>2.6.2 Los tipos funcionales de plantas (TFPs) en los ecosistemas.....</i>	<i>17</i>
2.7 Medición de la diversidad funcional.....	20
2.8 Relación de los TFPs y tipos de bosques con la altitud.....	24
3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	28
3.1 Área de estudio.....	28
3.2 Diseño de la investigación.....	30
<i>3.2.1 Selección para el establecimiento de parcelas y muestreo florístico.....</i>	<i>30</i>
3.3 Análisis de datos.....	31

3.3.1	<i>Composición y clasificación de las comunidades vegetales: taxonómico.....</i>	31
3.3.2	<i>Composición y clasificación de las comunidades vegetales: enfoque funcional..</i>	35
3.3.2.1	Selección de rasgos .....	35
3.3.2.2	Determinación y descripción de Tipos Funcionales de Plantas (TFP)	36
3.3.2.3	Composición funcional de los TFPs e índices de diversidad funcional	37
3.3.2.4	Relación de los TFP y tipos bosques con la altitud .....	38
4	RESULTADOS .....	39
4.1	Composición y diversidad florística .....	39
4.1.1	<i>Clasificación y caracterización de los bosques.....</i>	40
4.1.1.1	Relaciones florísticas entre los bosques evaluados.....	40
4.1.2	<i>Estructura, riqueza y diversidad taxonómica de los bosques.....</i>	47
4.2	Riqueza y diversidad funcional en los bosques .....	51
4.2.1	<i>Rasgos funcionales claves .....</i>	53
4.2.2	<i>Determinación y descripción de tipos funcionales de plantas (TFPs) .....</i>	54
4.2.3	<i>Diversidad y composición funcional en los bosques de Montecristo .....</i>	59
4.2.4	<i>Relación de los TFP y tipos de bosques con la altitud.....</i>	62
5	DISCUSIÓN .....	65
5.1	Tipos funcionales de plantas.....	71
5.2	Índice de diversidad funcional en los bosques.....	74
5.3	Relación de los tipos de bosque con la altitud .....	75
6	RECOMENDACIONES y CONCLUSIONES .....	76
7	BIBLIOGRAFÍA .....	78
8	ANEXOS .....	90

## RESUMEN

Se estudió la estructura, composición florística y diversidad funcional de los bosques del Parque Nacional Montecristo, en el occidente-norte de El Salvador. Se establecieron 40 parcelas temporales de muestreo de 20x50 m (0.10 ha cada una) y 160 subparcelas de 10x25 m para un total de 4 ha muestreadas. Se midieron e identificaron todos los árboles y helechos arborescentes vivos con un  $dap \geq 10$  cm que totalizaron 2,361 individuos. Las parcelas se ubicaron desde los 805-2,333 msnm. Se encontró un total de 186 especies registradas en 128 géneros y 66 familias. Se identificaron cuatro tipos de bosque: seco, pino-encino, nublado y mixto alto. Los índices de riqueza,  $\alpha$  Fisher y Shannon mostraron que el bosque nublado es el que tiene la mayor diversidad de especies con respecto a los otros bosques. La prueba de separación de medias mostró que el bosque nublado y seco difieren del mixto alto y pino-encino ( $p=0,0001$ ). Del total de individuos *Pinus oocarpa* fue la especie más numerosa con 320 individuos, seguido de *Quercus segovienses* (150) y *Cupressus lusitanica* (114). La familia con más especies (27) y géneros (20) es la Fabaceae, le siguen por cantidad de especies Lauraceae, Malvaceae, Fagaceae y Rubiaceae. La mayoría de individuos (59.1 %) se registraron en la clase diamétrica de 10-19 cm para los cuatro tipos de bosque y presentó la característica forma de “J” invertida de bosques tropicales. El IVI mayor fue para la especie *Pinus oocarpa* con más del 40 % y *Cupressus lusitanica* con más de 15%. Para el bosque seco las especies con mayor IVI fueron *Enterolobium cyclocarpum* y *Guazuma ulmifolia*, para el Mixto Alto *Cupressus lusitanica* y *Pinus maximinoi*, para el bosque nublado *Cinnamomum triplinerve* y *Quercus bumelioides* y para el bosque pino-encino *Pinus oocarpa* y *Quercus segovienses*. Se identificó un total de 43 especies indicadoras distribuidas en los cuatro tipos de bosques, siendo el bosque nublado el de mayor especies (19) y los bosques pino-encino y mixto alto los que mejor se diferenciaron al presentar una clara dominancia de tres especies en cada bosque.

Se obtuvieron 63 especies dominantes que representan el 75% del área basal del bosque las cuales determinan mayormente las funciones del ecosistema. Las familias más representativas fueron Fabaceae, Lauraceae, Fagaceae, Malvaceae y Pinaceae. De estas

especies 65 % son caducifolias y 35 % perennifolias. Se identificó como las especies se agrupan funcionalmente de acuerdo a dos rasgos funcionales claves (Densidad de Madera-DM y Altura máxima-Hmax) estos permitieron identificar cinco tipos funcionales de plantas (TFPs), tres de ellos presentan estrategias “Conservativas” de estrato arbóreo medio, superior y emergente; y dos TFPs con estrategia “Adquisitivas” de estrato arbóreo medio. Por las características florísticas similares y gradiente altitudinal se clasificaron tres tipos de bosque: seco, mixto y nublado. La densidad de madera promedio fue  $0.60 \text{ g/cm}^3$  y la altura máxima promedio fue de 24.6 metros. El 44.4 % de las especies pertenecieron a la categoría mediana de densidad de madera. El 9.5% de las especies se registraron en el estrato arbóreo emergente ( $> 35 \text{ m}$ ) y el 75 % pertenecieron al estrato arbóreo medio. El ANAVA para la proporción de área basal por TFP, mostró diferencias significativas sólo para el TFP2 (Adquisitivas medianas con estrato arbóreo medio,  $F=10,33$ ;  $p=0,0001$ ) siendo en el bosque nublado el de mayor área basal, seguido del bosque seco y por último el bosque mixto. Se calcularon 13 índices de diversidad funcional que se asociaron en un gráfico PLS (cuadrados mínimos parciales) determinando que los TFP2 y TFP3 están asociados al bosque seco y los TFP1, TFP4 y TFP5 se agrupan en los bosques mixto y nublado. La distribución potencial de los TFPs basada en interpolación del muestreo florístico en el gradiente altitudinal (elevación) de los bosques de Montecristo mostró las tendencias en las diferentes distribuciones de las especies en cada tipo TFP y tipo de bosque. El bosque en donde las especies modeladas se distribuyeron en mayor área fue el mixto y la menor área estuvo en la transición de bosque mixto bajo a mixto alto. El área de estudio constituye un refugio natural importante para la conservación de algunas especies raras o amenazadas a nivel regional. Se debería dar seguimiento a largo plazo (en estas mismas parcelas) para observar los posibles cambios en la estructura y composición de estos bosques debido a potenciales cambios por el cambio climático que afectarán las distribuciones de los TFPs; el enfoque de ecología funcional contribuye a entender mejor los procesos ecosistémicos claves en estos bosques tropicales de El Salvador.

Palabras clave: gradiente altitudinal, rasgos funcionales, tipos funcionales de planta, índices de diversidad funcional, adquisitivas, conservativas, ecología funcional, procesos ecosistémicos.

## ABSTRACT

The structure, floristic composition and functional diversity of the forests of Montecristo National Park in the northwestern area of El Salvador were studied. Forty permanent plots of 20x50 m (0.10 ha each) and 160 subplots of 10x25 m for a total of 4 ha were studied. All the trees and tree ferns alive with dap  $\geq$  10 cm individuals totaling 2,361 were measured and identified. The plots were located from 805 to 2,333 masl. A total of 186 species recorded in 128 genera and 66 families were found. Four forest types: dry, pine-oak, mixed high and cloudy were identified. The richness,  $\alpha$  Fisher and Shannon showed that the cloud forest is a type that has the greatest diversity of species in relation to other forests. The mean separation test showed that the cloud and dry forests differ from the mixed high and pine-oak ( $p = 0.0001$ ) forests. Of all the individuals, *Pinus oocarpa* was the most numerous species with 320 individuals followed by *Quercus segovienses* (150) and *Cupressus lusitanica* (114). The family with more species (27) and gender (20) is the Fabaceae followed by the number of species Lauraceae, Malvaceae, Fagaceae and Rubiaceae. Most individuals (59.1%) occurred in the diameter class of 10-19 cm for the four types of forest and showed the characteristic shape of "J" inverted tropical forests. The IVI (Importance Value Index) was higher for the species *Pinus oocarpa* with more than 40 % and *Cupressus lusitanica* with more than 15%. For the dry forest species there was more IVI in *Enterolobium cyclocarpum* and *Guazuma ulmifolia*, for the mixed high *Cupressus lusitanica* and *Pinus maximinoi*, for the cloud forest *Quercus triplinerve* and *Cinnamomum bumelioides* and for the pine-oak forest *Pinus oocarpa* and *Quercus segovienses*. A total of 43 indicator species were identified being distributed in the four types of forests. Cloud forests were the most numerous species (19) and the pine-oak and mixed high the ones that best differentiated presenting a clear dominance of three species in each forest. Sixty-three dominant species accounting for 75% of the basal area of forest which largely determine ecosystem function were obtained. The most representative families were Fabaceae, Lauraceae, Fagaceae, Pinaceae and Malvaceae. Of these families, 65% are deciduous and 35% evergreen. Species were identified as functionally grouped according to two key functional traits (wood density-DM and maximum height-Hmax). These allowed the identification of five plant functional types (PFTs), including three strategies with "conservative" arboreal middle and two PFTs with strategy "acquisitive" of arboreal middle.

For similar floral characteristics and altitudinal gradient three forest types were classified: dry, mixed and cloudy. The average wood density was 0.60 g/cm<sup>3</sup> and a mean maximum height of 24.6 meters. Forty-four point four of the species belonged to the category median wood density and 75% belonged to the arboreal middle. The ANOVA for the proportion of basal area PFTs showed significant differences only for PFT2 (acquisitive medium-sized arboreal middle,  $F = 10.33$ ,  $p = 0.0001$ ) in the cloudy forest being the most basal area followed by dry forest and finally the mixed forest. Thirteen indices of functional diversity in a graph associated with PLS (partial least squares) determining that PFT3 and PFT2 were calculated and associated to the dry forests PFT1, PFT5 and PFT4 and were grouped in mixed forests and cloudy. The potential distribution of the PFTs based on floristic sampling interpolation along with the altitudinal gradient (elevation) of the forests of Montecristo showed different trends in species distributions and PFT in each forest type. The forest where modeled species were distributed in a highest area was the mixed one area and the lowest area was the transition area between the mixed forest and the mixed high forest. The study area is an important natural refuge for the conservation of rare or endangered species at the regional level. Monitoring should be followed in a long term (in the same plot) to observe possible changes in the structure and composition of these forests to potential climate changes that will affect the distributions of PFTs. The functional ecology approach helps to better understand key ecosystem processes in these tropical forests of El Salvador.

**Key words:** altitudinal gradient, functional traits, plant functional types, functional diversity indices, acquisitive, conservative, functional ecology, ecosystem processes.

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Familias, géneros y especies más representativas y su proporción con respecto al total de especies identificadas en el Parque Nacional Montecristo. ....	40
Cuadro 2. Tipos de bosques, familias, géneros, especies, numero de individuos (incluyendo ejes), numero de parcelas por tipo de bosque, área muestreada y rango de elevación y elevación promedio con totales para todo el área de estudio. ....	41
Cuadro 3. Especies indicadoras ( $p < 0.05$ ) para los cuatro tipos de bosque, ordenadas por su VI en orden descendente. Resultado de la prueba de Monte Carlo con 1000 permutaciones con datos de especies arbóreas y helechos arborescentes con $dap > 10$ cm de 40 parcelas de 0.10 ha. ....	46
Cuadro 4. Promedios ( $\pm$ error estándar) de riqueza e índices de diversidad para los cuatro tipos de bosque por medio de modelos mixtos con datos de especies arbóreas y helechos arborescentes con $dap > 10$ cm de 40 parcelas de 0.10 ha. ....	47
Cuadro 5. Diamétrica del número de individuos (N) y área basal ( $m^2$ ) por hectárea, para especies arbóreas y helechos arborescentes con $dap > 10$ cm de 40 parcelas de 0.10 ha. en los cuatro tipos de bosque identificados. Para las clases diamétricas 10-19 hasta 30-39 se usaron de modelos mixtos y para la clase diamétrica de 40-49, 50-59, 60-69 cm se hizo transformación a rangos. Letras diferentes, derivadas del ANAVA y de la prueba de comparación LSD de Fisher ( $\alpha \leq 0.05$ ), denotan diferencias significativas entre tipos de bosques. ....	50
Cuadro 6. Familias y géneros de las especies dominantes del Parque Nacional Montecristo con sus respectivos porcentajes. ....	51
Cuadro 7. Clasificación de los tipos de bosques dominantes con rango de elevación, número total de individuos, área basal y número de especies que los conforman en el Parque Nacional Montecristo. ....	52
Cuadro 8. Rasgos funcionales Densidad de Madera (DM) y Altura Máxima (Hmax), estado de los mismos y especies por rasgo y sus porcentajes con respecto a todas las especies dominantes. ....	53
Cuadro 9. Análisis de varianza para los rasgos Densidad de madera y Altura máxima, por tipo funcional de planta. ....	54
Cuadro 10. Tipos funcionales de plantas, presencia en los bosques, número de especies, porcentaje con respecto a las especies dominantes, número de individuos y área basal. .	56
Cuadro 11. Análisis de varianza para rangos del área basal por tipos funcionales de plantas y por tipos de bosques. ....	57
Cuadro 12. Análisis de varianza para rangos de número de individuos (N) por tipos funcionales de plantas y por tipos de bosques. ....	59
Cuadro 13. Autovectores y dirección de la variabilidad en el ACP de Media Ponderada de la Comunidad (CWM) para los rasgos densidad de madera (dm) y altura máxima (hmax) ponderados por abundancia (N) y área basal (G). ....	61
Cuadro 14. Análisis de varianza para la media ponderada de la comunidad (CWM) para los rasgos densidad de madera (dm) y altura máxima (Hmax) ponderados por abundancia (N) y área basal (G). ....	62
Cuadro 15. Tipos funcionales, relación, probabilidad y modelo a partir de las regresiones de los análisis de Poisson. ....	63

Cuadro 16. Comparación con diferentes bosques nublados andinos y centroamericanos para individuos muestreados con dap mayor a 10 cm en distintas áreas.....	69
Cuadro 17. Comparación con diferentes bosques secos andinos de Centroamérica y Sudamérica para individuos muestreados con dap mayor a 10 cm en una hectárea. ....	70

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la Región Trifinio y Área Protegida Trinacional Montecristo (APTMTM)– El Salvador, Honduras y Guatemala.....	29
Figura 2. Dendograma obtenido del análisis de conglomerados (método de Ward, distancia de Bray-Curtis) de la vegetación (árboles $\geq 10$ cm de dap) de 40 parcelas de 0.10 ha muestreadas dentro del parque. Columna izquierda es número de la parcela y altitud en metros sobre el nivel del mar (msnm). Números significan: 1=bosque seco, 2=mixto alto, 3=nublado y 4=pino-encino.....	41
Figura 3. Diez especies de mayor relevancia ecológica en función del IVI calculado para todo el bosque para los cuatro tipos de bosques identificados en el Parque Nacional Montecristo.....	42
Figura 4. Mapa de la distribución de las 40 parcelas de muestreo (0.10 ha) a lo largo del gradiente altitudinal (800-2,400 msnm), ubicadas por tipos de bosque (seco, mixto alto, pino-encino y nublado) en el Parque Nacional Montecristo.....	43
Figura 5. Representación de las parcelas de vegetación pertenecientes a cada tipo de bosque en el espacio de las especies (n=40 parcelas).....	45
Figura 6. Curva de rango abundancia graficada en el rango de las especies y su número de individuos para cada uno de los cuatro tipos de bosques identificados en el Parque Nacional Montecristo.....	48
Figura 7. Curva de rarefacción de especies para cada uno de los cuatro tipos de bosques según:a) número de individuos y b) número de parcelas con muestras aleatorizadas de 10 individuos, barras verticales representan el error estándar.....	49
Figura 8. Dendograma resultante del análisis de conglomerados (método de Ward y distancia Euclídea) para las 63 especies en 40 parcelas de 0.10 ha, a partir de los rasgos de densidad de madera y altura máxima para el Parque Nacional Montecristo, El Salvador.....	55

## **LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS**

DAP: Diámetro a la Altura del Pecho

PTM: Parcelas Temporales de Muestreo

TFP: Tipos Funcionales de Plantas

APTMT: Área Protegida Trinacional Montecristo

DM: Densidad de Madera

HMAX: Altura Máxima

DF: Diversidad Funcional

CWM: Media Ponderada de la Comunidad

IVI: Índice de Valor de Importancia

CTPT: Comisión Trinacional del Plan Trifinio

# 1 INTRODUCCIÓN

Muchos ecólogos durante un largo tiempo consideraban que el bosque tropical era una comunidad en estado “climax”, en donde si las condiciones de precipitación y temperatura lo permitían y en ausencia de perturbaciones externas, se desarrollaría un bosque complejo y maduro que llegaría a un estado estable, sin cambios futuros (Guariguata y Kattan 2002). Sin embargo, las interacciones que ocurren en un paisaje natural boscoso son complejas y están influenciadas por los principales aportes de tipo atmosférico, tectónico y de manejo (Scatena 1995). La destrucción de hábitats es la mayor amenaza para la persistencia de poblaciones de plantas (Mix 2006), debido a que la población de una especie se divide en varias subpoblaciones pequeñas (Cavers *et al.* 2003). Una de las principales causas de transformaciones en estos bosques son las actividades humanas que provocan que la diversidad biológica se esté perdiendo en el mundo (Kattan 2002).

Normalmente la riqueza de especies y la composición florística se han comparado a lo largo de gradientes de altitud, latitud, precipitación y fertilidad de suelo. Estas comparaciones han demostrado que tanto la diversidad como la composición florística son muchas veces predecibles a lo largo de un amplio espectro de gradientes ambientales (Grubb y Whitmore 1966, Gentry 1988, Weaver y Murphy 1990).

El concepto de diversidad funcional (Díaz y Cabido 2001) actualmente es utilizado por la comunidad científica dedicada al estudio de la biodiversidad, por sus estrechos vínculos con los procesos ecológicos y su papel clave en el mantenimiento de los ecosistemas. De manera general se define como el rango y valor de los rasgos funcionales de los organismos que influyen sobre el funcionamiento ecológico; que incluye una variedad de interacciones con los procesos ecológicos a diferentes escalas espacio-temporales (Tilman 2001, Díaz y Cabido 2001, Díaz *et al.* 2005). La verdadera necesidad de profundizar en el conocimiento de la diversidad funcional radica no sólo en su papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas, sino también en su relación directa con el mantenimiento de la calidad de vida de las sociedades humanas (Díaz *et al.* 2007).

De acuerdo a Naeem (2000), los grupos de especies que realizan los papeles y producen efectos similares en los principales procesos ecosistémicos, como productividad,

ciclado de nutrientes, o transferencia trófica (Díaz *et al.* 2002) son conocidos como tipos o grupos funcionales de plantas (TFPs). Un concepto actual es el utilizado por Díaz *et al.* (2007) que la definen como “*el tipo, rango y abundancia relativa de los rasgos funcionales presentes en una comunidad*”. Existiendo diferentes individuos o distintos fenotipos, ecotipos o estadios ontogenéticos de una misma especie que puedan formar parte de diferentes grupos funcionales. También se pueden distinguir entre caracteres de efecto, que afectan un proceso o propiedad ecológica, y caracteres de respuesta, que determinan la respuesta de una especie a un factor ambiental, incluyendo recursos, condiciones climáticas y perturbaciones (Díaz y Cabido 2001, Lavorel y Garnier 2002, Naeem y Wright 2003, Hooper *et al.* 2005). El enfoque de TFPs en absoluto no implica reemplazar a otros sistemas de clasificación sino más bien es integrador.

Los incrementos de temperatura y los cambios en la precipitación esperados bajo los escenarios de cambio climático (IPCC 2007) impactarán la actual distribución de especies a nivel regional y global (Gómez *et al.* 2008). Es importante también considerar que las comunidades boscosas contemporáneas son igualmente efímeras e “individualistas” y es probable que el próximo evento de cambio climático global de origen a nuevos tipos de comunidades (Bush 1997).

Este trabajo se realizará en el Área Protegida Trinacional Montecristo (APTMT) ubicada y compartida por las repúblicas de El Salvador, Guatemala y Honduras con una extensión de 42,277 ha inmersas dentro de la región del Trifinio, específicamente en el Parque Nacional Montecristo en El Salvador. Esta región puede considerarse estratégica por las siguientes razones:

1. Es la cabecera de tres de los sistemas hídricos más importantes de Centroamérica (Lempa-El Salvador, Motagua-Guatemala y Ulúa-Honduras), debido a que el APTMT se ubica en la parte más alta de la región (CATIE 2005).
2. Por sus características naturales el bosque nublado y bosque de pino-encino, representan el único hábitat para especies de aves, mamíferos, reptiles y anfibios de zonas altas. Por ejemplo las aves migratorias que vuelan entre los hemisferios norte y sur utilizan la zona como área de descanso (CATIE 2005).
3. La fragmentación por razones antropogénicas (tal como el avance de la frontera agrícola en suelos de vocación forestal como el caso del bosque nublado del sector hondureño),

afecta las poblaciones de ciertas especies de anfibios, lagartijas y roedores que pueden quedar aisladas; aumentando de esta manera el riesgo de extinción local (BID 2005).

Esta investigación identificará como las especies arbóreas se agrupan por medio del enfoque florístico y funcional en diferentes tipos de bosque, los tipos funcionales a los que pertenecen y las especies dominantes determinadas de acuerdo a dos rasgos funcionales claves en el gradiente altitudinal de los bosques del Parque Nacional Montecristo, El Salvador.

## **1.1 Objetivos del estudio**

### ***1.1.1 Objetivo general***

Evaluar por medio de la composición florística y el enfoque de ecología funcional, los tipos de bosques, las especies arbóreas dominantes y los Tipos Funcionales a los que pertenecen en un bosque de montaña dentro del gradiente altitudinal en el Parque Nacional Montecristo-El Salvador.

### ***1.1.2 Objetivos específicos***

1. Identificar, caracterizar, y comparar los tipos de bosques a partir del estudio de la composición florística en términos de su estructura, composición, riqueza, y diversidad florística.
2. Determinar por medio de dos rasgos funcionales claves, altura máxima y densidad de madera la formación de tipos funcionales de especies arbóreas (TFPs) y conocer cuál rasgo es más discriminante en esta formación para determinar las estrategias principales de las especies arbóreas.
3. Determinar y comparar la composición del bosque en términos de los tipos funcionales de especies arbóreas identificados con base en su abundancia y área basal y las medias ponderadas de los dos rasgos evaluados.
4. Determinar la distribución potencial de especies arbóreas a partir de la elevación y el muestreo florístico para los tipos funcionales de plantas identificados.

## **1.2 Hipótesis del estudio**

1. Existen relaciones y cambios conforme varíe la composición, estructura y diversidad taxonómica con respecto al gradiente altitudinal del bosque, y la diversidad taxonómica disminuye conforme aumenta la altitud.
2. Existen relaciones entre la composición funcional del bosque con base en los rasgos medidos y el gradiente altitudinal.
3. Existen rasgos que permiten delimitar los tipos funcionales de plantas, que probablemente tienen diferentes respuestas al gradiente altitudinal y diferentes efectos en los servicios ecosistémicos.
4. La diversidad funcional es menor conforme aumenta el gradiente altitudinal.

## 2 MARCO CONCEPTUAL

### 2.1 Importancia ecológica de los bosques tropicales

Los bosques tropicales representan sólo el 7% de la superficie del planeta, pero albergan más de la mitad de la riqueza mundial de especies (Wilson 1988). Éstos bosques son ecosistemas dinámicos que se encuentran sujetos a la influencia de un amplio espectro de procesos ambientales (Scatena 2002, Asquith 2002) donde la polinización, la diseminación y la germinación forman parte de la experiencia diaria, al igual que la muerte y la caída de los grandes árboles del dosel (Asquith 2002). Espectro que se da en diferentes escalas desde la formación de montañas que puede tardar millones de años y cubrir miles de kilómetros cuadrados hasta las fluctuaciones de intensidad de luz que llega al sotobosque, lo que ocurre en cuestión de segundos y abarca tan solo unos metros cuadrados.

Es útil que los sistemas naturales se consideren en términos de jerarquía y escalas de observación (Odum 1995, Steel y Henderson 1994). Las escalas de observación más utilizadas son de tipo espacial, temporal y físicas. En cambio las jerarquías más empleadas son de tipo biológico (gen, célula, organismo, población, comunidad), taxonómico (especies, género, familia, orden), basadas en el tamaño de la planta (semilla, plántula, juveniles, adultos), en la fisiografía (sitio, geoforma, montaña, cordillera, continente) o en términos sociopolíticos (individuo, grupo, comunidad, poblado, nación) (Scatena 2002).

### 2.2 Efectos de la fragmentación en los bosques tropicales

En la década de 1981 a 1990, como lo menciona Whitmore (1997), América tropical perdió 74 millones de hectáreas de bosque a una tasa anual de deforestación del 0.75 %. La fragmentación a gran escala de los ecosistemas de bosques tropicales puede alterar radicalmente el ambiente físico y el clima (local y regional). Por ejemplo como lo mencionan los autores Lean y Warrillow (1989), Shukla *et al.* (1990) y Hobbs (1993) al reemplazar la cobertura boscosa por potreros se puede provocar un aumento en la temperatura superficial del suelo y también una disminución en la evapotranspiración y en la precipitación.

Tal como lo define Bennett (2004) *“La fragmentación de hábitats es un proceso dinámico que genera cambios en el patrón del hábitat en un paisaje dado, en el curso del*

*tiempo*”. La fragmentación del hábitat producto de la deforestación puede provocar la extinción de muchas especies (Kattan 2002); tanto a nivel local como regional. Esta extinción se debe básicamente a dos fenómenos que ocurren a dos escalas diferentes, el primero es: la reducción de la cobertura boscosa, la cuál no sólo reduce la diversidad de hábitats a nivel regional, sino el área total de hábitat disponible.

En áreas extensas donde hay deforestación se origina un cambio en el ciclo hidrológico y en el patrón de circulación del viento afectando también la capacidad de retención de agua, produciendo mayor escorrentía superficial y eventos de sequía pronunciado. Esto aumenta la erosión y el transporte de sedimentos haciéndose evidente en las partes bajas de la cuenca (Saunders *et al.* 1991). Esta reducción del área total afecta directamente a especies que necesitan un hábitat continuo de gran tamaño para poder mantener poblaciones viables como el jaguar, puma, tapir entre otros. El segundo, es que la fragmentación deja a las poblaciones aisladas en los parches remanentes. Por este aislamiento, estas poblaciones son pequeñas, aumentando el riesgo de extinción, ya sea por factores demográficos (bajo número de individuos que puede provocar endogamia) o por factores estocásticos (ocurrencia de perturbaciones naturales).

Dicha fragmentación de hábitats como lo menciona Mix (2006) afecta especialmente a especies de vida sedentaria larga, como por ejemplo, las plantas que tienen dispersión limitada y periódica generando los siguientes efectos en las poblaciones de las especies: 1) reducción del número de árboles individuales, 2) reducción de los tamaños de la población, individuos restringidos a pequeños fragmentos de bosque y 3) aislamiento espacial de poblaciones remanentes e individuos dentro de matrices de bosque no usados (Boshier y Amaral 2004).

### **2.3 Los bosques nublados y sus características**

Existen muchas definiciones y cada vez resulta más difícil tener un concepto claro y breve que integre todas las características y procesos dinámicos que se dan en los bosques nublados. Muchos autores han tratado de integrar todas estas características de una manera holística y puntual. Como lo menciona Kapelle y Brown (2001) la definición más aceptada actualmente es la que surgió en 1993, y versa así:

*“Los bosques nublados (Tropical Montane Cloud Forests) constituyen ecosistemas forestales con una flora y una estructura características. Normalmente ocurren en una franja altitudinal donde el ambiente se caracteriza por una cobertura de nubes persistente o estacional. Esta persistente nubosidad reduce la radiación solar y el déficit de vapor, llegando a suprimir los procesos de evapotranspiración. La precipitación total que llega al interior se ve significativamente incrementada por el aporte de la neblina interceptada por la vegetación (“precipitación horizontal”), que queda así disponible. En comparación con los húmedos sistemas forestales de tierras bajas (Tropical Rain Forests), los Bosques Nublados (BN) presentan árboles de menor tamaño, incrementándose por consiguiente la densidad de los tallos. Los árboles dominantes del dosel generalmente exhiben troncos y ramas retorcidos o tortuosos, presentando hojas más pequeñas y coriáceas. También estos bosques nublados se caracterizan por presentar una proporción alta de epífitas (briófitas, líquenes y helechos) y una correspondiente reducción de las lianas leñosas. Los suelos en general son húmedos y presentan una gruesa capa de materia orgánica humificada. Los valores de biodiversidad de árboles, hierbas, arbustos y epífitas son altos, considerando su reducida superficie en relación a la selva tropical lluviosa, en la cual la alta riqueza específica se concentra en los árboles principalmente. Los valores de endemismos son también muy altos. Los BN ocurren en un rango muy amplio de precipitaciones (500-10,000 mm anuales). También hay una importante variación en los niveles altitudinales que oscilan de 2,000 a 3,500 msnm en las áreas tropicales y 1,500 a 2,500 msnm en las áreas subtropicales. En áreas costeras y montañas aisladas esta franja suele descender hasta 1,000 msnm. Bajo condiciones excepcionales de humedad, cercanas a la costa marina y ubicación ecuatorial, los BN pueden llegar a ocurrir tan bajo como 500 msnm” (Hamilton et al. 1994).*

El factor climático más importante que afecta al bosque nublado es la frecuencia de la cobertura por nubes (Grubb y Whitmore 1966). La cobertura nubosa puede deberse según Silver *et al.* (2001), a patrones climáticos a grandes escalas, así como también a procesos orográficos y de convección. Las nubes que se forman por los procesos orográficos y de convección tienden a seguir ciclos diarios relacionados con el flujo de aire y de temperatura y, con toda probabilidad, crean la frecuencia de cobertura típica de la vegetación de los bosques nublados.

El agua de las nubes puede contribuir hasta con un 25% del total de la precipitación anual de los ecosistemas de los bosques nublados (Standtmüller 1987). Según Rzedowski (1978), las circunstancias geográficas y orográficas donde están ubicados los bosques nublados (áreas restringidas) hacen que estos tengan características climáticas particulares,

tales como la alta frecuencia de nubes durante todo el año. Esta formación de nubes se debe a la condensación orográfica de masas de aire saturadas de agua. Se considera que la alta precipitación pluvial neta y la gran cantidad de humedad atmosférica son elementos típicos en estos bosques (Islebe y Véliz 2001).

Las epífitas característica del bosque nublado desempeñan un papel importante en los ciclos de luz, hidrológicos y de nutrientes siendo especialmente sensibles al cambio climático atmosférica, especialmente a la humedad (Foster 2001). Por ejemplo, éstas pueden ocupar pequeños eco-nichos en ramas de árboles del dosel; incluso ligeros cambios en el clima pueden causar marchitamiento o muerte de la comunidad de epífitas. La evidencia de su dependencia y sensibilidad al clima abarca muchas escalas (Benzing 1998).

## **2.4 Factores que influyen en la distribución de especies**

Existen una serie de factores de tipo histórico que es preciso tomar en cuenta para evaluar las condiciones edáficas y de distribución de plantas. Uno de estos es la biogeografía, es decir la historia geológica de la diversificación y la dispersión de diferentes grupos de plantas y animales. Es decir, el conjunto de especies que observamos hoy es en parte, producto de esta historia (Guariaguata y Kattán 2002).

De acuerdo a Gentry (1988), la riqueza (número) de especies de las comunidades de plantas neotropicales varía según cuatro gradientes ambientales: precipitación, suelos, altitudinal y latitudinal. El primer reto para entender un sistema ecológico radica en identificar la importancia de los diferentes gradientes ambientales que actúan sobre el sistema y esa importancia viene dada en función de la tolerancia ambiental que presentan los organismos que componen ese sistema (Guariaguata y Kattán 2002).

Los efectos antrópicos se asumen en casi todos los bosques tropicales, aún cuando parezcan “primarios”, ya sea en épocas prehispánicas o post-hispánicas (Verissimo *et al.* 1995, Clark *et al.* 1995). Una de las perturbaciones más difíciles de apreciar sobre la vegetación se refiere a las alteraciones que puede causar el hombre en las comunidades de animales. Los animales particularmente los mamíferos y las aves, influyen, de manera directa, en la estructura de la vegetación a través de la herbivoría, la dispersión de semillas y el flujo genético. Por lo que es muy probable que su remoción ya sea por cacería o extinción local

tenga un efecto palpable en la estructura y composición de la vegetación (Dirzo y Miranda 1991, Asquith *et al.* 1997, Brewer *et al.* 1997). Sin embargo, los criterios estructurales son informativos y relativamente fáciles de medir, por lo tanto no son el único criterio para diferenciar los tipos de bosque (Finegan *et al.* 2001).

La topografía es un factor que causa efecto sobre el suelo y la vegetación que ahí se encuentre, el grado y extensión de la pendiente influyen en los procesos ecológicos (Guariguata y Kattan, 2002). En un bosque en pendiente la tasa de formación de claros puede ser más alta (Poorter *et al.* 1994) y el dosel más bajo que uno que se encuentre en áreas planas. En todo el trayecto de una pendiente como lo menciona Foth (1990) se pueden encontrar toda una zonificación de propiedades edáficas que es una secuencia de suelos adyacentes con similar edad, pero con características y diferencias en drenaje o en el relieve. La pendiente puede modificar algunos factores como: la cantidad de agua disponible en el suelo, el pH y la cantidad de nutrientes y la textura (Chauvel *et al.* 1987), influyendo en la distribución de las plantas en una determinada región.

Los patrones particulares en los cambios de la temperatura y humedad (por ejemplo, intervalos de elevación, la brusquedad de las transiciones) parecen variar entre los sistemas de montaña con el clima y la flora de las regiones. Aspectos en la escala local, son determinantes en la distribución de la vegetación como consecuencia de los suelos, la topografía, y la historia de las perturbaciones; jugando un papel en la regulación de los patrones de los bosques montanos tropicales (Tanner 1977, Takyu *et al.* 2002).

Aparte de los cambios de temperatura, precipitación y nubosidad, los cambios climáticos pueden incluir un aumento de las estaciones secas, sequías, huracanes y tormentas de intensa lluvia, que podrían aumentar los daños en los bosques nublados. Esto debido en parte porque las especies del bosque nublado ocupan áreas pequeñas y estrechas en sus nichos ecológicos, siendo poco probable colonizar las regiones dañadas. Los incendios, sequías e invasiones de plantas no nativas es probable que aumenten los efectos de daños del cambio climático en el bosque nublado. Todos estos factores se combinan para hacer de estos bosques un sitio para la observación de los efectos del cambio climático en el futuro próximo (Foster 2001).

En un estudio realizado por Sherman *et al.* (2005) cuyo objetivo fue cuantificar la distribución y abundancia de la vegetación leñosa en todo el complejo-paisajístico de la Cordillera Central de la República Dominicana, encontraron que probablemente los factores topográficos como ángulo de la pendiente, índice topográfico y la química del suelo, influyen en la distribución de especies de árboles en los bosques tropicales montanos. Asimismo, en esta zona de estudio la historia de las perturbaciones como incendios y huracanes es mucho más alta que otras regiones montañosas tropicales; influenciando en la distribución y abundancia de pinos y helechos de la familia de las Cyatheaceae.

Por otro lado los mismos autores (Sherman *et al.* 2005) reportaron que la riqueza de especies fue relativamente constante dentro de intervalos de 200 m hasta 2,100 msnm enfatizando la influencia de microhábitats en la distribución de las especies. Por ejemplo, *Podocarpus aristulatus* especie característica del bosque nublado que normalmente crece entre 1,900-2,200 msnm, se encuentra creciendo en un sitio aislado a 1,300 m de elevación.

Investigaciones realizadas por Ashton (2003) en zonas florísticas de comunidades de árboles de las montañas húmedas tropicales concluyen que los cambios en el suelo, influenciados en parte por la temperatura y asociados con factores climáticos pueden jugar un rol directo y diverso en estas zonificaciones. No hay duda que la temperatura, el vapor de agua a altas altitudes y la luz pueden jugar un rol importante en el balance energético y fisiológico de las plantas. Observaciones a largo plazo y modelos preliminares en el bosque nublado Monteverde en Costa Rica indican que la altura de la neblina ya está aumentando, resultando en menos inmersión de nubes, y por lo tanto habrá extinciones locales a través de una mayor sequedad (Pounds *et al.* 1999).

El incremento de períodos nublados y sequía desde las bajas a altas latitudes, incrementa la estacionalidad, y esta correlacionada especialmente con una pérdida gradual y empobrecimiento de epifitas, incluyendo el establecimiento de un suelo musgoso. La pérdida gradual de musgo y cobertura del suelo con briófitas podría cambiar la regeneración de especies en determinados nichos. Ocasionalmente la presencia de muchas especies maderables en bosques montanos a bajas latitudes implica que la temperatura, directa e indirectamente juega sólo una parte limitante en la distribución de las mismas. No hay evidencia que la

temperatura por si sola puede influenciar directamente la distribución altitudinal de plantas maderables (Asthon 2003).

En un estudio de Grau y Veblen (2000) sobre ecosistemas montanos neotropicales del noreste de Argentina, enfatizan que las comunidades de plantas, los patrones climáticos estacionales y la variabilidad inter-anual influyen en estos ecosistemas. Cuando las especies de árboles son capaces de resistir al fuego a edad joven (como el caso del género *Alnus*) y cuando la distribución de árboles está limitada por competencia de vegetación no arbolada, evidentemente la frecuencia del fuego puede provocar la invasión de árboles dentro de los pastizales y arbustales. La variabilidad de la precipitación también juega un papel importante en el rol de control de regímenes de fuego e invasiones significativas de árboles dentro de los pastizales. Este estudio indica que además de las tendencias en las condiciones promedios multi-anales, cambios en la variabilidad climática en alta frecuencia pueden tener efectos profundos sobre los ecosistemas, particularmente cuando el fuego influye en la relación entre clima y vegetación (Grau y Veblen 2000).

Las dificultades para las especies de bosque nublado para sobrevivir en migraciones inducidas por el clima no incluyen la ubicación posterior en un adecuado clima, no hay lugares nuevos para colonizar, las tasas de migración o de las tasas de reclutamiento que no pueden mantenerse al día con las tasas de cambio climático tendrán efectos negativos en la sobrevivencia y las interacciones entre especies nuevas (Foster 2001).

También es importante mencionar que las corrientes marinas influyen en los climas; son una causa más de los distintos climas, pero en ocasiones pueden convertirse en una causa fundamental (Amestoy 1999). La mayor energía solar se recibe en el Ecuador, por eso el aire es más caliente en esta zona y más frío en los polos. Este aire caliente, por ser menos denso, se eleva formando una baja presión que se mezclan con otras masas de aire, ocasionando vientos. Las corrientes oceánicas y las olas están influenciadas por los vientos y estos por el calor generado por el sol; movimiento dinámico que es más intenso y visible en la superficie del mar (Nybakken 2004). Esta compleja conexión entre las corrientes oceánicas y patrones de circulación se conoce como el Cinturón de Transporte Oceánico (Conveyor Belt). Las corrientes marinas superficiales transportan un gran volumen de agua y energía en forma de

calor, por lo que influyen en la distribución de la temperatura (Mann y Lazier 2006) que impacta en la distribución de las especies de plantas. Esto afecta el clima del planeta, por tal motivo al océano se conoce como el termostato de la Tierra.

## **2.5 Los gradientes ambientales en los bosques tropicales**

Se define como gradiente al cambio cuantitativo y susceptible de medir de un rasgo físico o ambiental en función de una variable dada. La mayoría de los gradientes ambientales se expresan como tasas de cambio con respecto al espacio o el tiempo, tales como: el cambio de temperatura de acuerdo a la altitud o las variaciones diarias en la tasa de fotosíntesis de una planta (Guariguata y Kattan 2002).

Los gradientes pueden ser continuos (temperatura, precipitación), bióticos (grado de herbivoría) o abstractos (frecuencia de perturbaciones naturales, estadio sucesional). Los gradientes de precipitación, temperatura y evapotranspiración potencial también se usan para delimitar los diferentes tipos de bosque (zonas de vida) en el famoso sistema de clasificación de Holdridge (Holdridge 2000). Muchos autores han mencionado que a lo largo de un gradiente, los organismos viven y se reproducen en un espectro específico de condiciones ambientales (Whittaker 1967, Hall *et al.* 1992, Austin y Gaywood 1994). Sin embargo, no todos los gradientes influyen en un organismo o ecosistema del mismo modo. Según Beard (1949) la pronunciada variación en las cordilleras tropicales en función de la elevación, se observa en la estructura y en la fisionomía del bosque, así como en la composición florística.

Según Scatena (2002) el primer reto para entender un sistema ecológico radica en identificar la importancia de los diferentes gradientes ambientales que actúan sobre el sistema y esa importancia viene dada en función de la tolerancia ambiental que presentan los organismos que componen ese sistema. Sin embargo, las perturbaciones naturales modifican las condiciones ambientales de los ecosistemas.

Otro factor histórico que plantearon Hubbell y Foster (1986) es su hipótesis de que gran parte de la estructura actual de los bosques tropicales se debe al azar; y más que un alto grado de especialización (en diferentes microambientes), la gran mayoría de especies arbóreas tienden a presentar unos pocos patrones definidos de regeneración. Es decir, que una especie

podría utilizar un lugar en el bosque gracias a un acontecimiento meramente aleatorio y no a una supuesta especialización de nichos.

En Costa Rica, un estudio de la estructura y de la composición del bosque realizado a lo largo de un gradiente altitudinal de 2,500 m, entre la Estación Biológica La Selva (100 m de elevación) y el Volcán Barva (2,600 m de elevación), demostró que el dosel alcanzaba su máxima altura a unos 300 m, y la mínima altura en la cima de la montaña (Lieberman *et al.* 1996). La diversidad florística alcanzó su punto máximo a los 300 m y disminuyó conforme aumentaba la elevación. Los árboles dicotiledóneos dominaron a lo largo del gradiente (78 % de los tallos mostraba un  $dap > 10$  cm); el resto formado por palmeras (15 %), helechos arborescentes (5,2 %), lianas (1,5 %) y hemiepífitas (0,4 %). En tierras bajas se observaron pocos helechos arborescentes, pero estos fueron mucho más comunes por encima de los 750 m de elevación. Las lianas abundaron en la bajura, pero estuvieron ausentes más allá de los 1,000 m de elevación.

## **2.6 Diversidad funcional**

En general, la biodiversidad puede ser descrita en términos de número, abundancia, composición y distribución espacial de sus entidades (genotipos, especies, o comunidades dentro de los ecosistemas) y caracteres funcionales, así como las interacciones entre sus componentes (Hooper *et al.* 2005). La pérdida de alguno de estos componentes puede tener distintos efectos en el funcionamiento de los ecosistemas y, por tanto, en el suministro de servicios hacia la sociedad (Martin *et al.* 2007).

La diversidad funcional se menciona que son los componentes de la biodiversidad que tienen influencia en cómo un ecosistema opera o funciona, es por tanto un sub-grupo de la biodiversidad y se mide por los valores y rango de los rasgos de las especies presentes en un ecosistema (Petchey y Gaston 2006). Los mecanismos a través de los cuales la biodiversidad puede influir en el funcionamiento de los ecosistemas están más relacionados con algunos rasgos funcionales de las especies, que con la riqueza específica (Díaz y Cabido 2001). Es decir, la diversidad funcional no correlaciona la riqueza de las especies. Las especies funcionales que dominan procesos ecosistémicos no son necesariamente las más numerosos en el sistema (Díaz *et al.* 2003). Por tanto, el conjunto total de rasgos funcionales, así como su

abundancia, en una comunidad es uno de los principales determinantes del funcionamiento de los ecosistemas (Díaz *et al.* 2006).

Se entiende por rasgo funcional aquel rasgo morfológico, fisiológico o fenológico que puede ser medido en un organismo y el cual se encuentra relacionado con un efecto sobre uno o más procesos ecológicos o con una respuesta a uno o más factores ambientales. El valor obtenido para un determinado rasgo funcional en un determinado lugar y momento es denominado atributo (Lavorel *et al.* 1997). Una misma especie puede mostrar diferentes atributos a lo largo de diferentes gradientes ambientales o en diferentes momentos. Por tanto, no existe un único valor (atributo) para un determinado rasgo de una especie (Violle *et al.* 2007).

Es decir, diferentes individuos o distintos fenotipos, ecotipos o estadios ontogenéticos de una misma especie puedan formar parte de diferentes grupos funcionales. También se pueden distinguir entre rasgos de efecto, que afectan un proceso o propiedad ecológica, y rasgos de respuesta, que determinan la respuesta de una especie a un factor ambiental, incluyendo recursos, condiciones climáticas y perturbaciones (Díaz y Cabido 2001, Lavorel y Garnier 2002, Naeem y Wright 2003, Hooper *et al.* 2005). El tipo de atributos funcionales que presentan las especies dominantes en un área no sólo refleja cuáles son los factores ambientales selectivos más importantes (disponibilidad de agua, temperatura y herbivoría entre otros), sino que también influyen sobre la tasa y magnitud de los principales procesos de los ecosistemas (Grime 1998, Díaz *et al.* 2002, Lavorel y Garnier 2002).

También es necesario reconocer la dimensión humana de la dinámica de los ecosistemas y que los investigadores provenientes de las ciencias sociales comprendan cómo los ecosistemas son los responsables últimos del flujo de servicios de los que depende el bienestar humano (Carpenter y Folke 2006). Existen también claras evidencias de que los cambios en la biodiversidad están repercutiendo directa o indirectamente sobre el bienestar humano, ya que comprometen el funcionamiento mismo de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad (Díaz *et al.* 2006).

### **2.6.1 Los rasgos funcionales y su importancia**

Es importante una elección adecuada de los rasgos funcionales a evaluar, tomando como criterios las relaciones y variaciones en los procesos ecosistémicos. Es necesario priorizar y seleccionar un pequeño número de rasgos con los cuales se pueda maximizar la información, al mismo tiempo que sean lo suficientemente simples y fáciles de medir, de manera que se pueda registrar un gran número de especies (Díaz y Cabido 2001). Por razones logísticas y presupuestarias las especies que representan sólo el 75% del área basal en un determinado ecosistema a evaluar es lo que se recomienda medir. Según estudios de Cornelissen *et al.* (2003) las especies que dominan el 70-80% de la cobertura de un ecosistema son las que más influyen y aportan en mayor proporción sobre los procesos ecosistémicos (Walker 1999, Díaz *et al.* 2006).

Según Petchey y Gaston (2006) los rasgos funcionales pueden ser de dos tipos: a) Cualitativos o categóricos: como fenología, la forma de la copa de un árbol, arquitectura, pubescencia por mencionar algunos y b) Cuantitativos (con variables continuas o discretas) como son el contenido de N y P en la hoja, densidad de madera, tamaño de planta adulta, contenido de materia seca del tallo entre otros. Por ejemplo un estudio realizado por Leigh (1975) en el bosque tropical húmedo, sugiere que el índice de área foliar (IAF) (área foliar total por unidad de área) oscila, normalmente entre 6 y 8 m<sup>2</sup> de hojas por cada m<sup>2</sup> de suelo.

El rasgo funcional es un carácter relevante ecológicamente que es utilizado para comprender y explicar la relación de una planta con su entorno abiótico y biótico (Violle *et al.* 2007). Para clasificaciones funcionales o trabajos de investigación, no hay un número “correcto” de rasgos; el número idóneo de rasgos es el número que es funcionalmente importante en función de los objetivos o criterios prácticos como el que abarque todos o la mayor parte de los niveles de respuesta.

Un mayor número de rasgos tiende a hacer una agrupación menos redundante, en este caso la diversidad funcional es sensible a cambios de la riqueza de especies, por el contrario un número más pequeño (mínimo de especies) producirá una agrupación más redundante (Díaz *et al.* 2002). Se entiende por redundancia funcional las especies que desempeñan roles similares en comunidades y ecosistemas, y por lo tanto pueden ser sustituibles con poco

impacto en los procesos de los ecosistemas (Lawton y Brown 1993). El valor y rango de los rasgos funcionales de los organismos en un determinado ecosistema pueden medirse; entre estos valores podemos mencionar: tamaño de hoja, contenido de nitrógeno, altura de dosel, dispersión de semillas entre otros y como rangos los cuales son las diferencias entre los valores extremos de estos podemos mencionar rango de tamaño de hojas, alturas de dosel o profundidad de raíces entre otros.

Dos rasgos claves relacionados con la biomasa de un ecosistema son la densidad de madera (DM) y la altura máxima (Hmax) de la planta, a continuación se describen la definición de estos rasgos y sus relaciones con el ambiente:

1. Densidad de madera (DM): Es un rasgo importante como respuesta a la perturbación, efecto que se observa en el crecimiento lento o rápido de las especies que muestra la plasticidad natural de la forma y crecimiento de los árboles (Woodcock y Shier 2002). Es indicador de la cantidad de energía que el árbol emplea en la construcción de su estructura que es principalmente carbono y por ende está relacionado directamente con su longevidad, tasa de crecimiento y resistencia contra daños mecánicos y ataque de patógenos y herbívoros (Cornelissen *et al.* 2003). Es un importante factor para convertir el volumen de un bosque en datos de biomasa e influye directamente en la cantidad de carbono fijado y las estimaciones de potenciales emisiones de los bosques por deforestación e incendios (Fearnside 1997). Entre más densa es la madera su crecimiento es más lento, pero su resistencia y longevidad son mayores almacenando carbono durante más tiempo; a mayor tasa de crecimiento menor densidad (Barajas-Morales *et al.* 1997) y se expresa en ( $\text{g cm}^{-3}$ ).
2. Altura máxima (Hmax): Se define como la distancia más corta entre el límite superior de los tejidos fotosintéticos principales de una planta y el nivel del suelo, expresado en metros (Cornelissen *et al.* 2003). Se considera que debido a una mayor altura es posible poner a salvo estructuras reproductivas durante un incendio (Cornelissen *et al.* 2003), además especies más conspicuas tienen el potencial de tolerar factores de perturbación (fuegos, tormentas, huracanes), causadas por las variaciones ambientales

y también tiene relación con el vigor competitivo, fecundidad (Cornelissen *et al.* 2003), tamaño de los frutos y las semillas y la demanda lumínica (Poorter *et al.* 2003). El acceso a la luz es el principal factor que determina el crecimiento vertical de las plantas (Falster y Westoby 2003). Está asociada también a la capacidad de creación de claros después de eventos de mortalidad de individuos grandes (Delgado *et al.* 2005).

### ***2.6.2 Los tipos funcionales de plantas (TFPs) en los ecosistemas***

Un grupo funcional es la unión de un conjunto de especies con similar rol dentro de un ecosistema, tales como polinización, producción o descomposición (Thompson *et al.* 2009). Una de las definiciones más aceptadas y actualizadas considera a los tipos funcionales de plantas (TFPs) como grupos de especies, frecuentemente polifiléticos (que no incluyen al antepasado común más reciente de todos sus miembros), con un papel semejante en el funcionamiento del ecosistema como productividad, ciclado de nutrientes, transferencia trófica y/o respuestas similares a factores (Díaz y Cabido 1997, Díaz *et al.* 2002, Hooper *et al.* 2005).

Existen dos formas de agrupar especies para formar tipos funcionales de plantas (TFPs): a) basado en un solo rasgo o en un grupo reducido de rasgos (método *a priori*) y b) medición de rasgos con los cuales se clasificarán las especies, y después de la agrupación se concluye cuáles son los rasgos más importantes (método *a posteriori*) (Díaz *et al.* 2002). Muchos trabajos con especies arbóreas han utilizado pocos rasgos funcionales (Metzger 2000, Skov 2000, Verburg y van Eijk-Bos 2003). Sin embargo muchos autores consideran que analizando más rasgos ayudarían a entender mejor las funciones de estos TFP lo cuál permitiría extrapolar los datos en áreas ecológicas similares para conocer mejor la respuesta de los procesos ecosistémicos. El número de TFPs que se determinan en un estudio, depende de los rasgos medidos y de su capacidad para reflejar el funcionamiento del bosque tropical (Kholer *et al.* 2000). El funcionamiento ecosistémico no es dependiente del número de especies en sí mismo, sino de los rasgos funcionales de las especies presentes. Son los tipos y rasgos de esos rasgos los que determinan el papel que pueda jugar en determinada función un individuo dentro de los procesos que se dan en un ecosistema (Díaz *et al.* 2002).

Para tratar de identificar TFPs que sean utilizados en la predicción de respuestas de la

vegetación a cambios climáticos y biogeoquímicos a escala continental o global, posiblemente se trabaje con rasgos gruesos, como tamaño adulto de la planta y periodicidad de las hojas, o que las especies sean árboles caducifolios o perennifolios (Chapin *et al.* 1996). En cambio, si se trata de identificar la respuesta de diferentes TFPs a distintos regímenes locales de pastoreo y roturación, se preferirán rasgos como hábito de crecimiento, tamaño de semilla, posición de la inflorescencia o modo de dispersión y se identificarán grupos mucho más detallados (Lavorel *et al.* 1999). Del mismo modo, la consideración de distintos tipos de metabolismo fotosintético es relevante a la hora de definir TFPs a escala de gradientes climáticos regionales (Cabido *et al.* 1997), pero de significado ecológico casi nulo si se trata de identificar grupos de respuesta ante diferentes niveles de fertilidad del suelo bajo un clima templado frío (Grime *et al.* 1998).

Otros rasgos funcionales adquieren relevancia sólo en ciertos contextos ecológicos y biogeográficos (Díaz *et al.* 2002). Por medio del enfoque de TFPs resulta más sencillo comparar floras y comunidades con pocas semejanzas taxonómicas o filogenéticas. También permite resumir la enorme diversidad de especies que existen en los sistemas naturales en un número menor de grupos con comportamiento más o menos predecible ante determinados factores. Esto es particularmente útil en aquellos casos donde es preciso obtener información básica en poco tiempo, por ejemplo en el caso de floras amenazadas y a la vez poco conocidas. Es decir, los TFPs permiten reducir la complejidad de la diversidad de especies en torno a una función ecológica a unos tipos de plantas claves (Díaz *et al.* 2002).

Sin embargo, en algunos casos resulta muy laborioso hacer estas mediciones pero la principal razón para utilizar el enfoque funcional es que permite entender las relaciones entre biodiversidad, factores abióticos y procesos ecosistémicos de un modo tal que las clasificaciones taxonómica clásica y filogenética, por sí solas, no pueden (Gómez *et al.* 2008). La construcción de bases de datos de grupos funcionales contribuye en la modelación de los rasgos de adaptación y respuesta de la vegetación ante el cambio climático a nivel de grandes biomas (Gómez *et al.* 2008). La agrupación de géneros de plantas dominantes fisonómicas se presenta como un posible insumo para la toma de decisiones en materia de adaptación al cambio climático en ecosistemas.

Por ejemplo, la velocidad de crecimiento, el contenido de nutrientes y la periodicidad

de las hojas de las especies dominantes influyen directamente sobre la productividad primaria, capacidad de carga para herbívoros y ciclado de nutrientes de un ecosistema. La longevidad, el crecimiento secundario y la densidad de madera de las especies dominantes determinan su capacidad de secuestro de carbono. La persistencia de las semillas en el suelo, la capacidad de rebrote y la historia de vida de las especies presentes afecta su resiliencia ante perturbaciones. Este tipo de información, que en gran medida escapa a los enfoques taxonómico o cladístico, constituye la materia prima del enfoque de TFPs (Díaz *et al.* 2002)

En un estudio realizado por Valdés y Torres (2008) en 20 parcelas de 400 m<sup>2</sup> cada una en pinares de Cuba, examinando 15 rasgos foliares se definieron seis tipos funcionales de plantas y los parámetros que más contribuyen al agrupamiento de las especies fueron: largo de la hoja (LH), peso foliar (PF), espesor foliar (EF), y el peso seco de hoja (PSH). Concluyendo que el agrupamiento de las especies de plantas, nos demuestra que en la mayoría de los casos, son especies de plantas que asumen una posición común con relación a su disposición en el ecosistema, es decir en cuanto a la abundancia y la presencia proporcional o relativa.

También es importante considerar que las características ecológicas son relevantes para la supervivencia de las plantas en los bosques, las cuales pueden clasificarse en dos estrategias muy generales: adquisitiva y conservativa (Díaz *et al.* 2006). Según Kühner y Kleyer (2008), tanto especies conservativas como adquisitivas pueden coexistir en el mismo sitio, mostrando similitud a procesos de cambios en el ambiente y perturbación. Estas estrategias presentan las siguientes características:

a) Adquisitiva: Baja densidad de madera; alta área foliar específica, baja fuerza tensil foliar, bajo contenido de lignina, alto contenido de proteínas, alto contenido de nutrientes en las hojas; alta tasa de crecimiento, baja inversión en protección física/química.

b) Conservativa: Alta densidad de madera; baja área foliar específica, alta fuerza tensil foliar, alto contenido de lignina, bajo contenido de proteínas, bajo contenido de nutrientes en las hojas; baja tasa de crecimiento, alta inversión en protección física/química.

Estas estrategias conservativas y adquisitivas de las especies arbóreas permiten agrupaciones funcionales en los bosques húmedos tropicales (Díaz *et al.* 2002). Las especies

con estrategia adquisitiva se relacionan con la condición caducifolia, que suelen presentar altas tasas fotosintéticas, alta concentración de nitrógeno en las hojas y un área específica foliar alta, pero presentan concentraciones de compuestos defensivos bajos (Eamus 1999). Las especies con estrategia conservativa se asocian a la condición perennifolia, que es una adaptación a la baja disponibilidad de nutrientes en el suelo, causada por bajas tasas de crecimiento y que en algunos casos se vuelven poco resistentes a los cambios abruptos de las condiciones ambientales (Aerts 1995).

## 2.7 Medición de la diversidad funcional

Según los autores Petchey y Gaston (2006) la medición de la diversidad funcional (DF) se puede realizar por medio de los siguientes pasos: 1- Obtener una apropiada información funcional para elegir los rasgos adecuados de las especies que serán incluidos en el estudio; 2- Los rasgos deben ser ponderados de acuerdo a su relativa importancia funcional que desempeñan; 3- Determinar la diversidad funcional a través de los diferentes formas de medir la DF; 4- Recomiendan considerar las medidas que sean capaces de explicar y predecir la variación de las propiedades a nivel de ecosistemas.

Algunos de los índices que describen y permiten medir la DF son: FAD1, FAD2, FD, wFD, Rao, rRao, Convex hull, FRic, FEve, FDiv, FDis, FRO y FDvar. Las interpretaciones y algunas fórmulas para hacer estas mediciones se detallan a continuación:

**1) FAD 1.** Es el número de combinaciones de diferentes atributos que ocurren en la comunidad. Este puede ser igual o menor que el número de especies, en el contexto de la diversidad filogenética, que es análoga al número de especies o riqueza de especies (Walker *et al.* 1999).

**2) FAD 2.** Es la suma de la distancia estandarizada entre todos los pares de especies en el atributo espacial es decir (las distancias estandarizadas de las especies son apartadas en atributos espaciales); utilizando como distancia ecológica a “distancia euclídea” entre las dos

especies. La distancia ecológica entre especies ‘*i*’ y ‘*j*’ puede ser expresada en la ecuación de Walker *et al.* (1999).

$$FAD2 = \sum_{i=1}^S \sum_{j>1}^S ED_{ij}$$

Midiendo el FAD2 por abundancia de especies, estas podrían ser equivalentes al índice de Shannon-Weaver (H) o el índice de Simpson. Entre posibles aspectos negativos, se encuentran que el uso de valores absolutos es inapropiado, por que los atributos son medidos en diferentes unidades y este índice no toma cuenta la abundancia de las especies (Walker *et al.* 1999).

**3) FD.** Se define como el largo total de un brazo de un dendrograma, que a menudo es usado en una aproximación multivariada que divide las especies en grupos funcionales (Petchey y Gaston *et al.* 2002, Casanoves *et al.* 2009). La suma del largo de brazo de las especies presentes, son requeridas para conectar estas especies a la raíz del dendrograma. Diferentes medidas de disimilaridades y diferentes estrategias usadas para hacer el dendrograma conllevan a diferentes valores de FD. Se recomienda que para especies únicas unidas, para no quebrantar el grupo de monocisticidad se debe asignar un FD=0. En suma, medir la diversidad funcional como la longitud total del brazo de un dendrograma funcional escapa de problemas asociados con la riqueza del grupo funcional y ha sido demostrado que provee una explicación más fuerte del proceso de un ecosistema que la variación entre riqueza de especies (Petchey y Gaston 2007).

**4) wFD.** Se define como el índice de diversidad funcional ponderado y mide el rango, el valor y la abundancia de los rasgos funcionales en una comunidad. Los valores de wFD se generan a partir de una matriz de distancias entre especies en el espacio de los rasgos ponderada por la abundancia (frecuencia, área basal, cobertura, biomasa) y genera un dendrograma funcional que combina el espacio rasgo y el espacio abundancia (Pla *et al.* 2008). Se ha encontrado correlación negativa entre la wFD y estos mismos índices los índices de diversidad taxonómica Shannon-Weaver y Simpson (Fernández 2007, Aquino 2009).

**5) Rao.** Es un índice de diversidad funcional basado en la idea de entropía cuadrática de Rao (1982), que incorpora entre la abundancia relativa de las especies y una medida de diferencias funcionales de apareamiento entre especies (Botta-Dukát 2005). Este índice utiliza la distancia euclideana entre las especies y en el espacio de los rasgos (Casanoves *et al.* 2009). Este índice se ha encontrado altamente correlacionado con el índice de dispersión (FDis) propuesto por Laliberté y Legendre (2010). Rao definido como entropía cuadrática utiliza la siguiente fórmula:

$$FD_Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Donde  $d_{ij}$  es la diferencia entre  $i$ -th y  $j$ -th especies ( $d_{ij} = d_{ji}$  and  $d_{ii} = 0$ ) y  $FD_Q$  expresa la diferencia media entre dos individuos seleccionados al azar con reemplazos. Valores de  $d_{ij}$  pueden ser definidos arbitrariamente o la restricción de que  $d_{ij} = d_{ji}$  y  $d_{ii} = 0$  – ó calculado por alguna función de distancia considerando uno o más caracteres de las especies (Botta-Dukát 2005).

**6) rRao.** El proceso se basa en la maximización de la disimilitud de la matriz y en cualquier ultramétrica matriz que pertenece a la subclase fuerte y para superar el inconveniente de que surgen sólo algunas especies para maximizar el índice cuadrática Rao, se busca una disimilitud ultramétrica, para ofrecer una expresión significativa relevante y ecológica de la diversidad funcional. Por ejemplo, un árbol filogenético se basa en la distancia ultramétrica y le da un valor máximo de  $Q$  que se basa en una distribución de abundancia de la comunidad entre todas las especies (Pavoine *et al.* 2005).

**7) Convex hull.** Este índice esta basado en el volumen de cierre convexo (Cornwell *et al.* 2006), el algoritmo utilizado identifica las especies extremas y estima el volumen en el espacio rasgo (Casanoves *et al.* 2008). Este índice es afectado por valores extremos de rasgos y por la riqueza de especies y no considera las abundancias relativas de las especies (Villéger *et al.* 2008).

**8) FRic.** El índice de riqueza funcional (FRic), es la amplitud de valores de los rasgos funcionales exhibidos por las especies de una comunidad (Farias y Jaksic 2009), es decir espacio ocupado por el rasgo de la comunidad. En el caso de un rasgo que está representado

por el rango (máximo - mínimo), pero con más de un rasgo que está representado por el volumen ocupado por la comunidad en el espacio rasgo (Villéger *et al.* 2008)

**9) FEve.** La equidad funcional (FEve), por su parte, es la uniformidad en la representación relativa de los valores de los rasgos funcionales dentro de la comunidad (Farias y Jaksic 2009) y se basa en el árbol de recorrido mínimo que enlaza todas las especies en el espacio funcional multidimensional. Este índice cuantifica la regularidad con que la abundancia de especies es distribuida a lo largo del árbol de recorrido mínimo (Villéger *et al.* 2008).

**10) FDiv.** Este índice llamado de divergencia funcional, se basa en el volumen de cierre convexo, y se relaciona cómo la abundancia se distribuye dentro del volumen del espacio de rasgos funcionales (Villéger *et al.* 2008, Casanoves *et al.* 2008).

**11) FDis.** índice de dispersión funcional (FDis) (Laliberté y Legendre 2010) que es la distancia promedio en el espacio rasgo de cada especie al centroide de todas las especies de la comunidad (Figura 3D). El centroide es afectado por las especies altamente dominantes, toma en cuenta las abundancias de las especies y es poco afectado por la riqueza de especies (Botta-Dukát 2005).

**12) FRO.** Este índice de uniformidad funcional mide tanto la regularidad de las longitudes de las ramas y la uniformidad en la abundancia de especies, llamado también regularidad funcional (Mouillot *et al.* 2005). Cada una de la longitud de la rama se divide por la suma de la abundancia de las especies vinculadas.

**13) FDvar.** Este índice es esencialmente la varianza del valor de un atributo de las especies presentes en un sitio, donde los cuadrados residuales son medidos por la abundancia relativa de las especies envueltas (Petchey y Gaston 2002). El FDvar se mide usando la siguiente fórmula:

$$FD_{var} = \frac{2}{\pi} \arctan(5V)$$

**CWM** “Community weighted means”. Conocida como la media ponderada de la comunidad, no es propiamente un índice de diversidad pero es muy útil para representar el valor funcional esperado de un rasgo en la comunidad (Violle *et al.* 2007, Díaz *et al.* 2007). Se define como la media de valores presentes en la comunidad medida por la abundancia relativa asignada para cada especie. La abundancia es combinada con los datos de los rasgos de las especies (moda, mediana, media). La CWM permite entender el funcionamiento de los ecosistemas en base al comportamiento de un rasgo, toma en cuenta la estructura de la comunidad, debido a que utiliza parámetros de ponderación como la abundancia o el área basal de cada especie (Violle *et al.* 2007). Usa la siguiente fórmula:

$$CWM = \sum_{i=1}^n p_i \times trait_i$$

Donde  $p_i$ , es la contribución relativa de las especies  $i$  a la comunidad y  $trait_i$ , es el valor del rasgo de  $i$  especies (Lavorel *et al.* 2008).

Es importante tomar en cuenta la hipótesis de índice de masa (Grime 1998) que establece el funcionamiento de los ecosistemas en un punto del tiempo, es principalmente determinado por los valores de los rasgos de los contribuyentes dominantes a la biomasa vegetal. Muchos de los rasgos funcionales seleccionados para diversos estudios se correlacionan positiva o negativamente, jugando un papel clave como indicadores para entender las variaciones temporales de la diversidad funcional.

## **2.8 Relación de los TFPs y tipos de bosques con la altitud**

En situaciones extremas los cambios en temperatura y precipitación en latitudes medias han llevado a la extinción de especies de plantas en altas altitudes (Williams *et al.* 2007). Las especies con rangos climáticos limitados y/o pequeñas poblaciones son normalmente las más vulnerables a la extinción. Entre éstas figuran las especies montañosas endémicas y la biota restringida insular (por ejemplo, los pájaros), peninsular, o costera (manglares, humedales costeros y arrecifes coralinos) (Inzunza 2009).

Se ha sugerido también que ante modificaciones del clima los ecosistemas terrestres se expandirán o contraerán, ubicándose en zonas con climas que permitan su establecimiento y permanencia (Parmesan y Yohe 2003). La biodiversidad está compuesta por la variedad de vida que habita en la tierra desde los genes que conforman organismos hasta todos aquellos individuos capaces de moverse a través del paisaje agrupándose en poblaciones, comunidades y ecosistemas (DeClerk y Decker 2009). En este sentido, las poblaciones de especies pueden presentar tres respuestas al cambio climático: adaptación, migración y/o extinción (Turner *et al.* 2001).

Algunas familias de árboles se desarrollan en zonas donde los suelos son muy ricos en nutrientes, esto depende de sus mecanismos para obtener dichos nutrientes; muchas de estas diferencias se originaron hace millones de años (Connell y Lowman 1989). El comportamiento de la flora amazónica durante los períodos glaciares e interglaciales es todavía un tema que genera mucha controversia; muchos autores están de acuerdo en que las áreas que hoy presentan bosque húmedo neotropical estuvieron sujetas a numerosos cambios climáticos (Colinvaux *et al.* 1996, Jolly y Haxeltine 1997, McGlone 1996); lo que no está claro aún es la forma en que esos cambios afectaron la composición de la biota actual.

En los trópicos se presentan pequeños cambios estacionales en la temperatura media mensual del aire y en la duración de los días y noches, resultado de una muy pequeña variación estacional (de un mes a otro) en la radiación incidente sobre la superficie de la Tierra (Cavelier y Vargas 2002). Los regímenes hidrológicos serán afectados por el cambio climático con impactos sobre la distribución de los ecosistemas y sobre los patrones y variabilidad de las temperaturas y precipitaciones (Imbach *et al.* 2008).

De acuerdo a Cifuentes (2009), los patrones climáticos futuros son difíciles de predecir, porque dependen de la magnitud del forzamiento que ejerzan los gases de efecto invernadero (GEI), esta concentración de gases depende de muchos supuestos y factores con diferentes grados de incertidumbre como el crecimiento de la población, el desarrollo y uso de energías alternativas, el desarrollo tecnológico y económico, y las políticas y actitudes acerca del ambiente.

Como lo menciona Ramírez (2007), la interpretación de los escenarios potenciales de

cambio climático resulta de mayor utilidad para hacer análisis de sensibilidad en ecosistemas, especialmente en aquellos que responden a las variaciones entre estaciones del año. Sin embargo, los métodos que se usan para generar escenarios climáticos presentan diferencias en relación con los supuestos que se hacen para generarlos. Por ejemplo salidas de los escenarios desarrolladas en los años noventa en comparación con estimaciones más recientes usando ensamble de cinco modelos climáticos globales muestran que las tasas de aumento de temperatura y precipitación dan como resultado grandes diferencias en las estimaciones que van desde disminuciones entre un 7% al 2010 y 30% al 2100 (escenarios años noventa) y las nuevas estimaciones varían entre 1% al 2010 y 12% al 2100 (Alvarado 2005). Siendo los actuales escenarios menos pesimistas que los obtenidos con los primeros escenarios desarrollados en la década de los noventa.

Los datos climáticos, el análisis de variabilidad actual y la tendencia en las últimas décadas pueden ayudar a interpretar mejor la creación de escenarios de riesgo considerando importante el conocimiento de las relaciones de causa-efecto, la naturaleza de las interacciones entre los ecosistemas y el clima (Ramírez 2007). No hay duda alguna de que los grandes árboles que hoy emergen sobre el dosel de cualquier bosque tropical se establecieron allí hace cientos de años y es probable que sean producto de eventos climáticos extremos ocurridos durante los últimos siglos (Clark y Clark 1996).

También la influencia del clima sobre la composición florística de una zona de planicies y bosques montanos bajos, es en parte influenciado por los procesos de formación de suelo y la naturaleza de la superficie en el cual las semillas se establecen; influenciada directa o indirectamente por la topografía y el sustrato del suelo (Asthon 2003). Se sabe que una modificación en el área de la cobertura de los tipos de vegetación, ya sea una contracción o una expansión, necesariamente traerá como consecuencia una nueva distribución espacial de las especies, así como cambios en la abundancia de aquellas más susceptibles (Peterson *et al.* 2001).

Los cambios en la distribución de la vegetación por la influencia del cambio climático se pueden analizar a partir de la distribución actual de los tipos de vegetación, y de las especies que habitan en ellos. Asimismo, es necesario contar con otros parámetros físicos adicionales al clima que pueden afectar la distribución de una especie tales como la altitud, la

pendiente y la radiación solar estacional (Arriaga y Gómez 2005). Sin embargo, Parmesan (2006) concluye que también existen otros mecanismos no climáticos que intervienen en la distribución de especies tales como las interacciones bióticas, la variación genética adaptativa y las limitantes de dispersión.

### 3 MATERIALES Y MÉTODOS

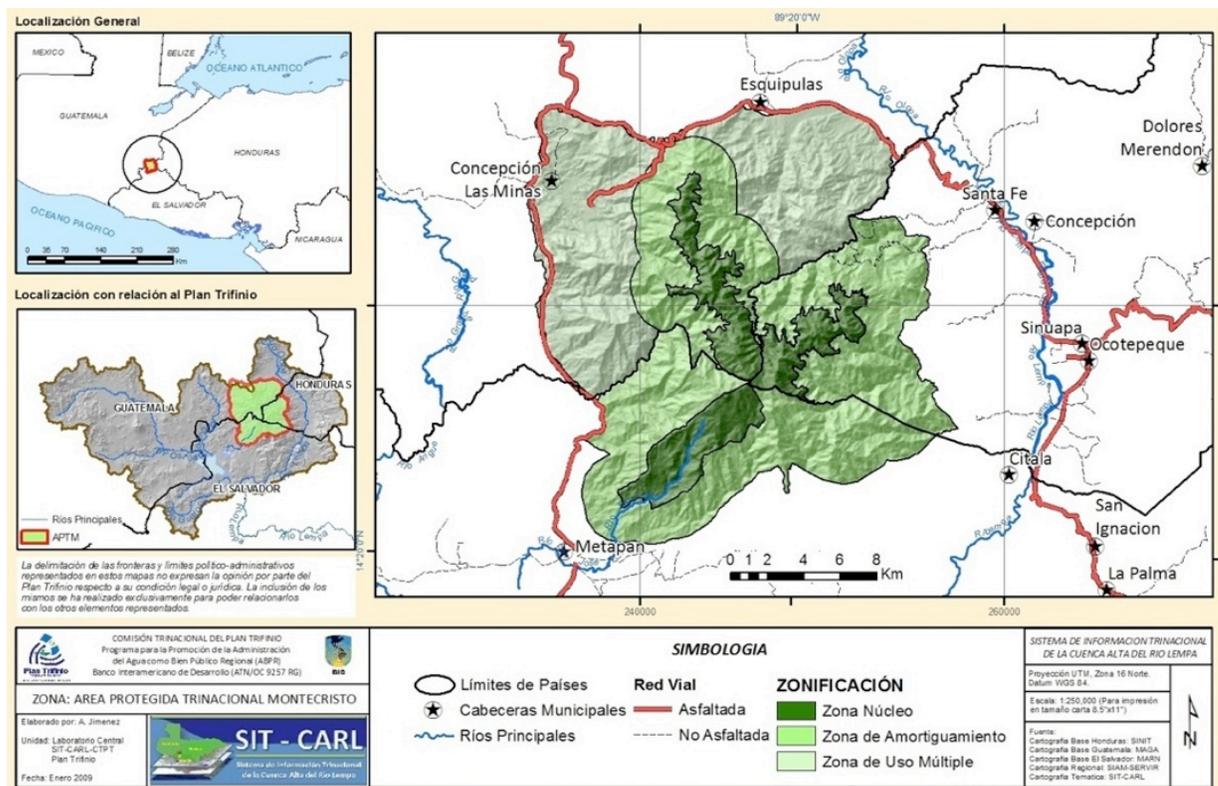
#### 3.1 Área de estudio

La Región del Trifinio se localiza geográficamente entre los 88°45' y 89°50' de longitud Oeste, y entre los 14°05' y 15°12' de latitud Norte y comprende un área de 7,367 km<sup>2</sup> (CATIE 2005). La cuenca del río Lempa es la cuenca internacional centroamericana más densamente poblada, y una de las más deterioradas; abarca un área de 18,311 km<sup>2</sup> y el cauce recorre una longitud de 422 km, principalmente en El Salvador (SNET 2004).

El trabajo realizado en la Región Trifinio es coordinado por la Comisión Trinacional del Plan Trifinio (CTPT), que cuenta además con una Unidad Técnica Trinacional (UTT) con sede en Esquipulas (CATIE 2005). La CTPT propone acciones a nivel local, municipal y regional, por país y trinacional en cuatro componentes: a) manejo de recursos naturales, b) prevención y mitigación de desastres, c) fomento a la diversificación económica y d) fortalecimiento institucional.

El Área Protegida Trinacional Montecristo (APTMT) está compartida por las repúblicas de El Salvador, Guatemala y Honduras; y esta inmersa dentro de la Región del Trifinio donde se desarrolló la investigación. El APTMT tiene una extensión de bosque primario (13,924 ha) y zona de amortiguamiento (28,353 ha) con un total de 42,277 ha (BID 2005). Este estudio se realizó en el Parque Nacional Montecristo-El Salvador que comprende un área de 2,154 ha (MARN 2010) (Figura 1).

La precipitación promedio anual en la zona de estudio tiene un rango desde 500 a 1,600 mm; la altitud va desde los 790 hasta los 2,418 msnm y las temperaturas promedio anuales entre 15 °C y 25 °C y la humedad relativa promedio anual entre 70 % y 88 % (Herrera 1998, Hernández 1999, BID 2005, CTPT/SET/CARE 2004). Se considera que la altura sobre el nivel del mar y la exposición de las laderas montañosas determinan el clima en la zona (Hernández 1999), posee dos estaciones: seca (enero-mayo) y lluviosa (junio-diciembre).



Fuente: CTPT/BID 2009

Figura 1. Ubicación de la Región Trifinio y Área Protegida Trinacional Montecristo (APTM)–El Salvador, Honduras y Guatemala.

Según Reyna (1979) los vientos predominantes en la región del cerro Montecristo son del norte y alcanzan velocidades de hasta 80 km/h en el mes de octubre y noviembre. El bosque nublado representa el único tipo de vegetación continuo aún existente en la zona del Trifinio ya que los bosques de pino, pino-roble y pino-liquidámbar se encuentran fragmentados.

La zona de estudio presenta cinco zonas de vida según la clasificación de Holdridge (1978) y éstas son: Bosque seco tropical (bs-T), bosque húmedo subtropical (bh-S), bosque muy húmedo subtropical (bmh-S), bosque húmedo montano bajo subtropical (bh-MBS) y bosque muy húmedo montano subtropical (bmh-MBS) y van desde los 400 hasta los 2,400 msnm. En la región se han identificado seis presiones que requieren disiparse en el menor tiempo posible debido al impacto directo sobre la biodiversidad: 1) tala de bosques naturales para expansión de agricultura y ganadería; 2) Incendios forestales; 3) técnicas inapropiadas de manejo del suelo y de cultivos en laderas; 4) degradación de recursos maderables y no

maderables del bosque; 5) disminución de fauna por destrucción del hábitat; 6) deterioro de la cantidad y calidad de los recursos hídricos (CATIE 2005).

## **3.2 Diseño de la investigación**

### ***3.2.1 Selección para el establecimiento de parcelas y muestreo florístico***

El área total del parque fue estratificada por medio de las curvas a nivel en un mapa topográfico. La ubicación de las parcelas de muestreo se hizo en el gradiente altitudinal que va desde los 800 hasta los 2,400 msnm, dividido en cuatro niveles (con 400 metros de diferencia altitudinal: 800-1,200; 1,200-1,600; 1,600-2,000 y 2,000-2,400). Se seleccionaron diez sitios de muestreo por piso altitudinal para un total de 40 parcelas temporales de muestreo. Considerando criterios relevantes como: la distancia mínima de 300 m entre parcelas con respecto a la otra, es decir lo más alejadas posible cuando las condiciones del terreno lo permitieron (Ramos y Finegan 2006, Murrieta *et al.* 2007, Chain 2009, Sesnie *et al.* 2009), los efectos de borde en el paisaje y ubicación aleatoria en cada gradiente. Las parcelas también fueron ubicadas a una distancia mínima de 100 metros con respecto al borde del bosque, carretera principal o caminos secundarios y se ubicaron aleatoriamente en cada nivel evitando lugares donde hubo incendios forestales recientes. La georeferenciación se hizo tomando un punto en el centro de la parcela, con un aparato GPSmap® (*Global Position System* por sus siglas en inglés) marca Garmin modelo 60 CSx que tiene un error de 3-5 metros y posteriormente se tomaron los datos de altitud.

En los sitios seleccionados se establecieron parcelas temporales de muestreo (PTM) de 20 x 50 m (0.10 ha) y éstas se dividieron en cuatro subparcelas de 10 x 25 m (0.025 ha) para un total de cuatro hectáreas muestreadas. En estas parcelas se tomó el dato de dap (diámetro a la altura del pecho) medido a 1.30 m con una cinta diamétrica para todos los árboles y helechos arborescentes que tuvieron un (dap)  $\geq$  10 cm. Se consideraron únicamente individuos vivos y con la ayuda de un botánico (en algunos recorridos) fueron identificados a nivel de especie directamente en el campo. Cuando las especies en campo no pudieron ser identificadas se colectaron muestras para analizarlas con el M. en C. José Linares quién fue el botánico encargado de toda la identificación taxonómica para este estudio, cuya metodología se basa en las claves taxonómicas de las floras de esa región y experiencia destacable en campo de

estudios florísticos anteriores en el APTM. También se hicieron consultas con bases de datos electrónicas y de uso público como la del Jardín Botánico de Missouri en Estados Unidos de Norteamérica (<http://www.tropicos.org/>).

En la zona alta de Montecristo (arriba de los 1,900 msnm) donde se encuentran las actuales plantaciones forestales de la especie de ciprés (*Cupressus lusitanica*), se cultivaban pastos para el ganado, papas y, ocasionalmente, trigo y frutales hasta finales de los años 60's (Komar y Linares 2010). Posterior a esa fecha se comenzaron a establecer las primeras plantaciones de ciprés con una cantidad considerable de área (256 hectáreas). También se sembraron en menor cantidad *Pinus rudis*, *Pinus ayacahuite* y *Pinus pseudostrobus* en la parte alta y *Pinus caribea* var. *hondurensis* en la parte baja que cubrieron un área de 59 ha. El objetivo principal de estas plantaciones fue proteger la cuenca alta del río San José y minimizar riesgos para los pobladores de la ciudad de Metapán, abandonándose casi totalmente a principios de los años 80's (Komar y Linares 2010). Debido a que esta zona es representativa de la composición arbórea se consideró para el muestreo.

### **3.3 Análisis de datos**

#### ***3.3.1 Composición y clasificación de las comunidades vegetales: taxonómico***

La determinación de la composición florística de los bosques (familias, géneros y especies) ayuda a caracterizar las comunidades y genera información acerca de la dinámica de los bosques naturales y su respuesta a diferentes regímenes de perturbación (Delgado *et. al* 1997). Para definir los tipos de bosques a partir de las parcelas muestreadas y agruparlas según similitud se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) que consiste en la suma de la abundancia, frecuencia y dominancia (área basal). A continuación se detallan los cálculos para construir el IVI:

a) Abundancia: número de individuos por parcela. Se distingue entre abundancias absolutas (número de individuos/especie) y relativas (proporción porcentual de cada especie del número total de árboles).

b) Frecuencia: existencia o falta de una especie en determinada parcela. La frecuencia absoluta se expresa en porcentajes (100 % = existencia en todas las parcelas). La frecuencia relativa de una especie se calcula como su porcentaje en la suma de las frecuencias absolutas de todas las especies.

c) Dominancia: grado de cobertura de las especies (área basal), es decir el espacio ocupado por ellas expresado en  $m^2/ha$  a partir de la medición de dap ( $DAP^2 \times \pi / 4 \times 10,000$ ). La dominancia absoluta de una especie, es definida por la suma de las áreas basales individuales. La dominancia relativa se calcula como la proporción de una especie en el área basal total evaluada (100%) (Lamprecht 1990).

Después de calcular el IVI para cada especie (186) en las 40 parcelas, se creó una matriz con los valores de IVI de todas las especies por medio del programa Microsoft Visual FoxPro versión 5.0. Posteriormente se realizó un análisis de conglomerados, que es útil para agrupar datos de acuerdo a su similaridad cuando es desconocida una estructura previa de agrupamiento (Di Rienzo *et al.* 2009) definiendo tipos de bosques basados en las especies dominantes (Murrieta *et al.* 2007). Luego se realizó un análisis de conglomerados, usando el método de Ward y distancia Bray Curtis con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2009).

También se realizó un análisis de especies indicadoras, el cual muestra las tendencias de las agrupaciones mediante la caracterización específica de los tipos de bosques por medio de valores indicadores para cada especie en cada tipo de bosque (McCune y Mefford 1999). Este análisis se realizó con el programa PC-ORD versión 5 (McCune y Mefford 1999) y permite identificar las especies más dominantes de los tipos de bosques y también a través del número total de especies indicadoras por bosque y su valor de significancia ( $p$ ) promedio más bajo (que resultado de la prueba de Monte Carlo) se obtiene y reafirma el número óptimo de tipos de bosques. Este análisis calcula un valor indicador (VI); combinando la abundancia relativa de las especies con la frecuencia relativa de ocurrencia en los tipos de bosque, y asignando un valor que aumenta conforme los individuos de las especies aparecen en más parcelas. Una indicación mayor (cercana a 100) determina la presencia de una especie en un tipo de bosque sin error (McCune y Grace 2002).

Para observar la interrelación entre las parcelas y las especies más importantes en los tipos de bosques, se realizó un análisis de Ordenación por escalarización multidimensional no métrica o NMS (Non-Metric Multidimensional Scaling) Este método representa las relaciones entre  $n$  muestras en un espacio de  $n$ -dimensiones (ejes), de modo tal que las distancias entre las muestras (parcelas y especies) correspondan en la medida de lo posible a las distancias originales calculadas entre ellas. Para obtener en la configuración final un mínimo de “stress” el cuál se refiere a la magnitud de la desviación entre las distancias existentes entre los puntos en la matriz de distancias original y las distancias en el espacio reducido de ordenación. Esta técnica es recomendable cuando se trabaja con datos de distribución no normal o bien en escalas arbitrarias o discontinuas (McCune 1991).

Este análisis se realizó con el programa PC-ORD versión 5.0 (McCune y Mefford 1999) con la opción autopiloto y la distancia de Bray Curtis realizando varias corridas, en donde selecciona el número de ordenación de dimensiones, a partir de un número determinado de iteraciones que reflejan datos de estrés e inestabilidad mínimos. Para datos reales emplea 50 corridas y 50 para datos aleatorios en la prueba de Monte Carlo con un alfa menor a 0.05 (McCune y Mefford 1999). Estos resultados se presentan de forma gráfica y reflejan la relación (similitud) entre las parcelas en un espacio de ordenación (dimensiones) dado por las especies (para este caso los valores de IVI simplificado). Es decir, las parcelas más similares y las especies con mayor peso ecológico (más importantes) muestran una tendencia a agruparse.

Los parámetros estructurales se calcularon para cada una de las parcelas y estos fueron: abundancia (número de individuos), área basal ( $m^2/ha$ ), distribución por clase diamétrica del número de individuos y el área basal para el total de especies. Se calculó para cada parcela la riqueza total (número de especies) y tres índices de diversidad: Shannon, Simpson y  $\alpha$  Fisher obtenidos por medio del programa EstimateS versión 8.2.0 (Colwell 2009). Estos datos fueron analizados y comparados usando un análisis de varianza univariado (ANDEVA), teniendo como réplicas las parcelas identificadas dentro de cada tipo de bosque con un diseño completamente aleatorizado. Estas pruebas se realizaron con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2009). El modelo general para la comparación de los bosques es:

$$Y_{ij} = \mu + b_i + \varepsilon_{ij}$$

Donde:  $Y_{ij}$  = variable dependiente o respuesta (variable de diversidad o estructura)

$\mu$  = media general

$b_i$  = efecto del  $i$ -ésimo tipo de bosque.

$\varepsilon_{ij}$  = error experimental que se supone  $N(0, \sigma^2)$

Con respecto a las clases diamétricas se sabe que el estrato arbóreo es un archivo natural con información de calidad sobre la historia del bosque, parámetros como el tamaño de los troncos, el grosor de los anillos de crecimiento y la densidad de la madera cambian con el tiempo y pueden utilizarse como registros históricos. La distribución de las clases diamétricas ha sido utilizada para estudiar el dinamismo de las poblaciones forestales, su relación con los factores ambientales (Solomon y Gove 1999). Una escasez de regeneración para una especie arbórea se debe notar por la baja densidad de las clases diamétricas que representan a los árboles más pequeños (que suponemos más jóvenes). Por otro lado una tala excesiva continua o la muerte de los árboles viejos por alguna causa epidémica o climática, se debe poner de manifiesto por la falta de árboles en las clases de mayor diámetro.

Aunque las tasas de crecimiento están afectadas por las condiciones ambientales y edáficas, por otro lado existe también la incertidumbre sobre los rebrotes de cepa o raíz en cuyo caso no se sabe si la edad del tronco que se mide es igual o muy diferente a la del individuo original que emergió de la semilla. A pesar de estas limitaciones y falta de estudios dendrocronológicos para muchas zonas, el análisis de clases diamétricas proporciona una aproximación sobre el estado del bosque, que debe ser apoyado por estudios posteriores (Ajilou *et al.* 2003).

Para las clases diamétricas de números de individuos por hectárea (N/ha) para los cuatro tipos de bosques solamente se utilizaron las primeras cuatro clases, ya que para el resto de clases no existían suficientes datos y también se usó un VarIdent por no cumplir con los supuestos de normalidad. Para las clases 10-19, 20-29 y 30-39 cm se hizo un Análisis de Varianza con modelos lineales generales y mixtos. Para la clase diamétrica de 40-49 cm se usó tres varianzas, uniendo las dos varianzas más similares y mayores.

Para el análisis de clases diamétricas por área basal ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) para las clases 10-19, 20-29 y 30-39 cm se utilizaron modelos mixtos y un Varident por grupos que toma una varianza distinta para cada tipo de bosque. Para las clases diamétricas de 40-49, 50-59 y 60-69 cm se hizo una transformación a rangos por no cumplir con los supuestos de normalidad.

Para determinar diferencias entre medias de tratamientos se utilizó la prueba LSD de Fisher. Todas las pruebas estadísticas se realizaron mediante el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2009), con un nivel de significancia de 0.05. También se realizaron curvas de rarefacción de especies basada en muestras e individuos, a través del programa SigmaPlot versión 6.0, que permiten obtener el número de especies esperadas por esfuerzo de muestreo.

Para la seleccionar un número óptimo de grupos de bosques se utilizó la información gráfica de los dendrogramas, testeando el número de grupos a través de un análisis de similitud de matrices (ANOSIM) (Oksanen 2011), cuya medida de disimilitud fue Bray Curtis, con 1000 permutaciones, usando R (Core team 2010) en InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2010).

### ***3.3.2 Composición y clasificación de las comunidades vegetales: enfoque funcional***

#### **3.3.2.1 Selección de rasgos**

Una adecuada selección de rasgos debe permitir la maximización de la información que servirá para interpretar la variación de los Procesos Ecosistémicos para entender mejor cambios en la provisión de Servicios Ecosistémicos.

Se seleccionaron dos rasgos funcionales relevantes que tienen relación con la respuesta de la vegetación con la altitud (Cornelissen *et al.* 2003), estos son: 1) Densidad de Madera (DM) medida en  $\text{g}/\text{cm}^3$  y Altura Máxima (Hmax) medida en metros. Para obtener los valores de los rasgos funcionales se utilizó revisión bibliográfica y algunas observaciones en campo. Para DM se tomó como referencia principal la base de datos del estudio de Chavé *et al.* (2006) y otros realizados en la región. Para este rasgo se consultaron más de cinco referencias bibliográficas con datos de especies de la región. Para cinco especies se utilizó el promedio de la familia (*Alstonia longifolia*-Apocynaceae, *Gyrocarpus jatrophifolius*-Hernandiaceae,

*Laplacea coriacea*-Theaceae, *Litsea glaucescens*-Lauraceae, *Symplococarpon purpusii*-Pentaphylacaceae); para 29 especies se usó el promedio del género y para 29 se encontró el dato exacto de la especie. Para la Hmax, se evaluó por medio de revisión de literatura especializada para cada una de las especies seleccionadas y algunas observaciones en campo, así como también diferentes trabajos realizados en la región de estudio. La combinación de DM con la Hmax de la planta, juega un importante rol global en el almacenamiento de carbono (Cornelissen *et al.* 2003). Para las categorías de densidad de madera se utilizaron referencias de autores que han trabajado estas clasificaciones en la región y se propuso la presentada en esta investigación. Para las categorías de Altura máxima se utilizaron los estratos propuestos por Finegan *et al.* (1999), que considera la altura máxima del árbol cuando este alcanza la madurez reproductiva, ubicando las especies en los siguientes estratos: arbóreo inferior ( $\leq 4,9$  m), arbóreo medio (5-24,9 m), arbóreo superior (25-34,9 m) y emergente ( $\geq 35$  m).

### **3.3.2.2 Determinación y descripción de Tipos Funcionales de Plantas (TFP)**

En el presente trabajo se usó el método *a posteriori*, donde se hacen mediciones de rasgos con los cuales se clasificaron las especies. Para determinar los TFPs se hizo un análisis de varianza con dos variables cuantitativas (la variable Hmax, a pesar de utilizar categorías funciona como continua discreta) utilizando el análisis de conglomerados. Se empleó el método de Ward y la distancia Euclídea, con esto se logra agrupar objetos de acuerdo a sus similitudes por un conjunto de valores de variables, donde el objetivo principal es identificar el agrupamiento natural de las observaciones (Di Rienzo *et al.* 2009). Se utilizó un ANOVA para la DM cuyos valores fueron transformados a rangos y un ANAVA no paramétrico de Kruskal Wallis para Hmax, para determinar la existencia o no de diferencias entre los valores de los rasgos mostrados de los tipos funcionales.

La asignación para los nombres de los TFPs se hizo en base a dos criterios: características de los rasgos funcionales evaluados y estrategias de las especies agrupadas. Las características presentadas con respecto a los dos rasgos funcionales evaluados (DM y Hmax), se clasificaron para la densidad de madera en baja, mediana y alta; y para la categoría de altura se consideró la clasificación de estrato arbóreo medio, superior y emergente. Para complementar la asignación de estos nombres se consideraron dos estrategias muy generales

que presentaron las especies agrupadas de los TFPs como son: adquisitiva y conservativa con denominaciones de baja, mediana y alta para ambas estrategias, ya que estos dos rasgos tienen relación con estas estrategias. Estos criterios se tomaron en cuenta con la finalidad de que las asignaciones de los nombres para cada TFP sean las más adecuadas y denoten características de las especies que conforman esos grupos. También cada TFP se describió de acuerdo al número de especies que lo conformó y a las características presentes en relación a sus rasgos funcionales. Para cada TFP en cada parcela de muestreo se determinaron los valores de área basal (G) y abundancia (N). Se realizó un ANDEVA para conocer las diferencias entre las proporciones en área basal y densidad de cada TFP presente en los tres tipos de bosque.

### **3.3.2.3 Composición funcional de los TFPs e índices de diversidad funcional**

Se realizó una prueba de NMS (Non-Metric Multidimensional Scaling) con los datos de área basal por TFPs en cada parcela, que muestra la asociación de las parcelas e indirectamente los tipos de bosque en el espacio de los tipos funcionales de plantas. Es decir, los TFPs por área basal que más se asocian a un determinado tipo de bosque.

Se calcularon 13 índices multi-rasgo los cuales fueron: FAD1 y FAD2 (Walker *et al.* 1999), FD (Petchey y Gaston 2006) wFD (Pla *et al.* 2008), Rao (Rao 1982), rRao (Pavoine *et al.* 2005), Convex hull (Cornwell *et al.* 2006), FRic, FEve y FDiv (Villegger *et al.* 2008), y FDis (Laliberte y Legendre 2009) y los índices mono-rasgo: FRO (Mouillot *et al.* 2005) y FDvar (Mason *et al.* 2003). Los índices se estimaron con el programa FDiversity (Di Rienzo *et al.* 2008), que tiene una interface que ejecuta secuencias de comandos R, además se pueden modificar algunas de las rutinas utilizadas para calcular estos índices si es apropiado para un análisis en particular. También incluye una breve descripción de cada índice, una guía de interpretación, y la expresión matemática utilizada para su cálculo (Casanoves *et al.* 2010).

Para los 13 índices de diversidad funcional univariados y multivariados por parcela, ponderados por abundancia (N) y el área basal (G) se realizó un análisis con el método estadístico multivariado PLS (del inglés, *Partial Least Squares*) o también conocido como cuadrados mínimos parciales. Este análisis determina la asociación entre los TFPs, tipos de bosque y los índices de diversidad funcional. Los resultados de este gráfico son presentados a través de un “tri-plot”, que muestra la asociación triple entre los estos. Es una técnica que

generaliza y combina el ACP (Análisis de Componentes Principales) y el análisis de Regresión Lineal, es útil cuando se desea predecir un conjunto de variables dependientes que son los índices de diversidad (Y) desde un conjunto (relativamente grande y posiblemente correlacionadas) de variables predictoras que son los TFPs (X) y como criterio de clasificación se usaron los tipos de bosques. Se usa cuando existe correlación entre las variables predictoras y/o existen más predictoras que observaciones (Di Rienzo *et al.* 2009).

Se utilizó un análisis de componentes principales (ACP) para caracterizar las relaciones entre parcelas para la media ponderada de la comunidad (CWM) (Díaz *et al.* 2007) utilizando los rasgos de densidad de madera (DM) y altura máxima (Hmax).

Para reafirmar el ACP para la media ponderada de la comunidad (CWM), se transformaron las variables de densidad de madera (DM) y altura máxima (Hmax) a rangos utilizando para cada rasgo funcional los valores originales y se corrió un análisis de varianza (ANDEVA) entre las parcelas y la CWM, utilizando como ponderadores el área basal y la abundancia.

#### **3.3.2.4 Relación de los TFP y tipos bosques con la altitud**

Para conocer la relación entre los TFPs y la altitud, se realizó una regresión Poisson que es un modelo para variables de tipo cualitativas, que se refieren al registro del número de eventos de interés en una unidad de tiempo o espacio dados (Di Rienzo *et al.* 2009), donde la variable respuesta eran los TFPs y la variable regresora la elevación. Este análisis se hizo bajo la teoría de los modelos lineales generalizados. La idea de utilizar este método es porque aumentaba la varianza a medida aumentaba el número de registros. Una vez ajustados los modelos se procedió el análisis con *RasterCalculator* en la extensión de *Spatial analysis* del programa ArcGis 9.2, para observar la distribución potencial (basada en los muestreos florísticos realizados) de los TFPs a lo largo del gradiente altitudinal de los bosques del parque. Esta misma técnica se utilizó para observar la distribución potencial de los tipos de bosque pero ajustándolo a un modelo de regresión lineal bajo distribución normal en donde las variables predictoras fueron los TFPs y las dependientes la elevación de cada parcela. Para realizar esto se utilizó el modelo de elevación del parque con un tamaño de pixel de 30 m.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Composición y diversidad florística

En 40 parcelas temporales de muestreo de 0.10 ha (cuatro hectáreas) (Anexo 1 y 2), se midieron 2,361 individuos, compuestos de 2,334 árboles y 27 helechos arborescentes (tres especies); representando 186 especies, 128 géneros y 66 familias (Anexo 3 y 4). De todos los individuos medidos en las 40 parcelas dos (0.08%) no pudieron ser identificados debido al poco material proporcionado al botánico (por la dificultad para coleccionar material en campo), sin embargo se clasificaron como dos especies distintas por sus características morfológicas. Del total de especies una fue identificada a nivel de familia (Fabaceae) y otra a nivel de género (*Neea*) y 184 hasta el nivel de especie. De estas especies 183 son árboles y tres especies corresponden a helechos arborescentes (*Lophosoria quadripinnata*, *Cyathea costaricensis* y *Dicksonia sellowiana*). De las primeras dos especies se encontraron diez individuos y de *D. sellowiana* solamente siete individuos en las zonas más altas del bosque. Es decir, de todas las especies identificadas para este estudio apenas el 1.61 % corresponden a helechos arborescentes y a nivel total de individuos estos representan sólo un 1.14 %. De todas las especies 89 se ubicaron en una sola parcela, es decir se presentó una única vez en cualesquiera de las 40 parcelas de muestreo, por lo que fueron excluidas de los análisis multivariados debido al poco aporte de información. Se utilizaron 96 especies en los análisis.

Las familias mejor representadas por su cantidad de especies fueron: Fabaceae, Lauraceae, Malvaceae, Fagaceae, Rubiaceae, Meliaceae, Myrtaceae, Primulaceae, Anacardiaceae y Boraginaceae (Cuadro 1). Estas 10 familias contienen 91 especies que representan el 48.92 % de todas las especies de la investigación. Las 56 familias restantes con menos de cuatro especies por familia contienen el 51.07 % de todas las especies. Las diez familias de mayor número de especies contienen también el 42.18 % de todos los géneros de las especies, es decir 54 de 128 géneros. La familia con más especies (27) y géneros (20) es la

Fabaceae, seguida de la familia Malvaceae con once especies y ocho géneros y de la familia Lauraceae con once especies y cinco géneros. Hubo 31 familias que estuvieron representadas por una especie, es decir contienen el 51.66 % de todas las especies del bosque y las 35 familias restantes contienen el 48.33 %.

*Cuadro 1. Familias, géneros y especies más representativas y su proporción con respecto al total de especies identificadas en el Parque Nacional Montecristo.*

No.	Familia	Géneros	% en el bosque	Especies	% en el bosque
1	Fabaceae	20	15.63	27	14.51
2	Malvaceae	8	6.25	11	5.91
3	Lauraceae	5	3.91	11	5.91
4	Fagaceae	1	0.78	9	4.84
5	Rubiaceae	5	3.91	7	3.76
6	Meliaceae	4	3.12	6	3.23
7	Myrtaceae	3	2.34	6	3.23
8	Primulaceae	4	3.12	6	3.23
9	Anacardiaceae	3	2.34	4	2.15
10	Boraginaceae	1	0.78	4	2.15
	<b>Totales</b>	<b>54</b>	<b>42.18 %</b>	<b>91</b>	<b>48.92 %</b>

#### **4.1.1 Clasificación y caracterización de los bosques**

##### **4.1.1.1 Relaciones florísticas entre los bosques evaluados**

El análisis de conglomerados elaborado a partir del Índice de Valor de Importancia (IVI) simplificado en combinación con el análisis de especies indicadoras (43 especies indicadoras), demostró que existen cuatro grupos de bosques como el mejor resultado de agrupación de parcelas mostrado en un dendograma (Figura 2). Se obtuvieron cuatro tipos de bosques los cuales se nombraron por su vegetación representativa y ubicación altitudinal. El Bosque 2 (Mixto Alto) agrupó la mayor cantidad de parcelas (15), seguido del Bosque 4 (Pino-Encino) con once parcelas y el Bosque 1 (Seco) y 3 (Nublado) agruparon el menor número de parcelas (7) (Cuadro 2).

Para determinar las especies más importantes por parcela y por tipo de bosque se utilizaron los resultados de los valores del Índice de Valor de Importancia (IVI) (Figura 3), para posteriormente establecer las principales asociaciones de estas especies en cada uno de las parcelas (Anexo 5). Los resultados de cada uno de los cuatro bosques (Figura 4) y sus descripciones se detallan a continuación:

1) El Bosque Seco se extiende desde los 805-983 msnm y se registraron 68 especies que representan el 36.56 % de todas las especies identificadas en este estudio. Las especies con mayor IVI fueron *Enterolobium cyclocarpum* (Conacaste) y *Guazuma ulmifolia* (Caulote).

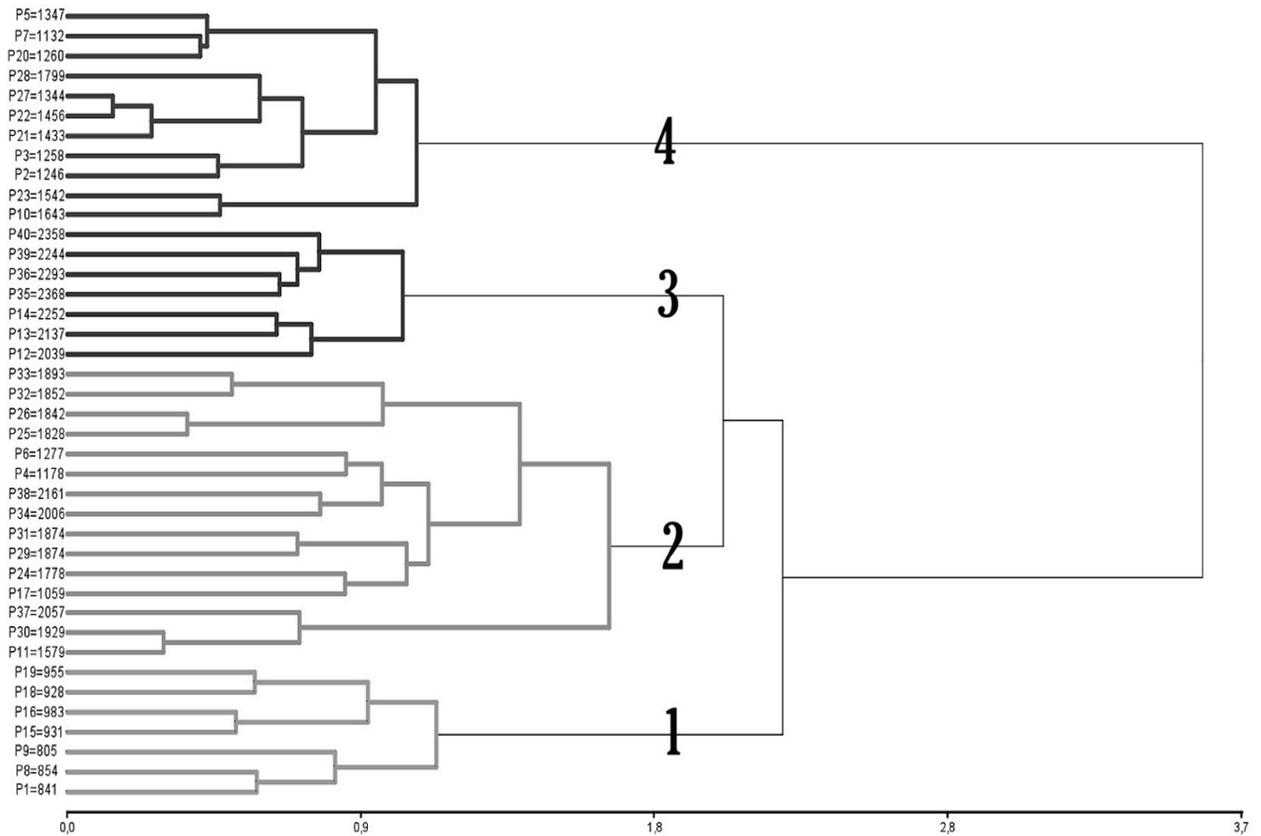


Figura 2. Dendrograma obtenido del análisis de conglomerados (método de Ward, distancia de Bray-Curtis) de la vegetación (árboles  $\geq 10$  cm de dap) de 40 parcelas de 0.10 ha muestreadas dentro del parque. Columna izquierda es número de la parcela y altitud en metros sobre el nivel del mar (msnm). Números significan: 1=bosque seco, 2=mixto alto, 3=nublado y 4=pino-encino.

Cuadro 2. Tipos de bosques, familias, géneros, especies, número de individuos (incluyendo ejes), número de parcelas por tipo de bosque, área muestreada y rango de elevación y elevación promedio con totales para todo el área de estudio.

Tipos de Bosques	No. de Parcelas	Área muestreada (ha)	Rango de elevación (msnm)	Elevación promedio (msnm)
SECO	7	0.7	805-983	900
MIXTO ALTO	15	1.5	1,059-2,161	1,746
NUBLADO	7	0.7	2,040-2,368	2,242
PINO ENCINO	11	1.1	1,132-1,799	1,405
Totales Estudio	40	4	805-2,368	1,573

Las cinco especies con mayor IVI fueron *Enterolobium cyclocarpum*, *Guazuma ulmifolia*, *Cordia alliodora*, *Gliricidia sepium* y *Pinus caribaea* (Anexo 6). Es un tipo de bosque que ha sufrido perturbaciones por extracción de madera e incendios forestales en el pasado (CATIE 2005), en la actualidad la vegetación es secundaria en recuperación y en las áreas que son límites del parque hay cultivos agrícolas y ganadería.

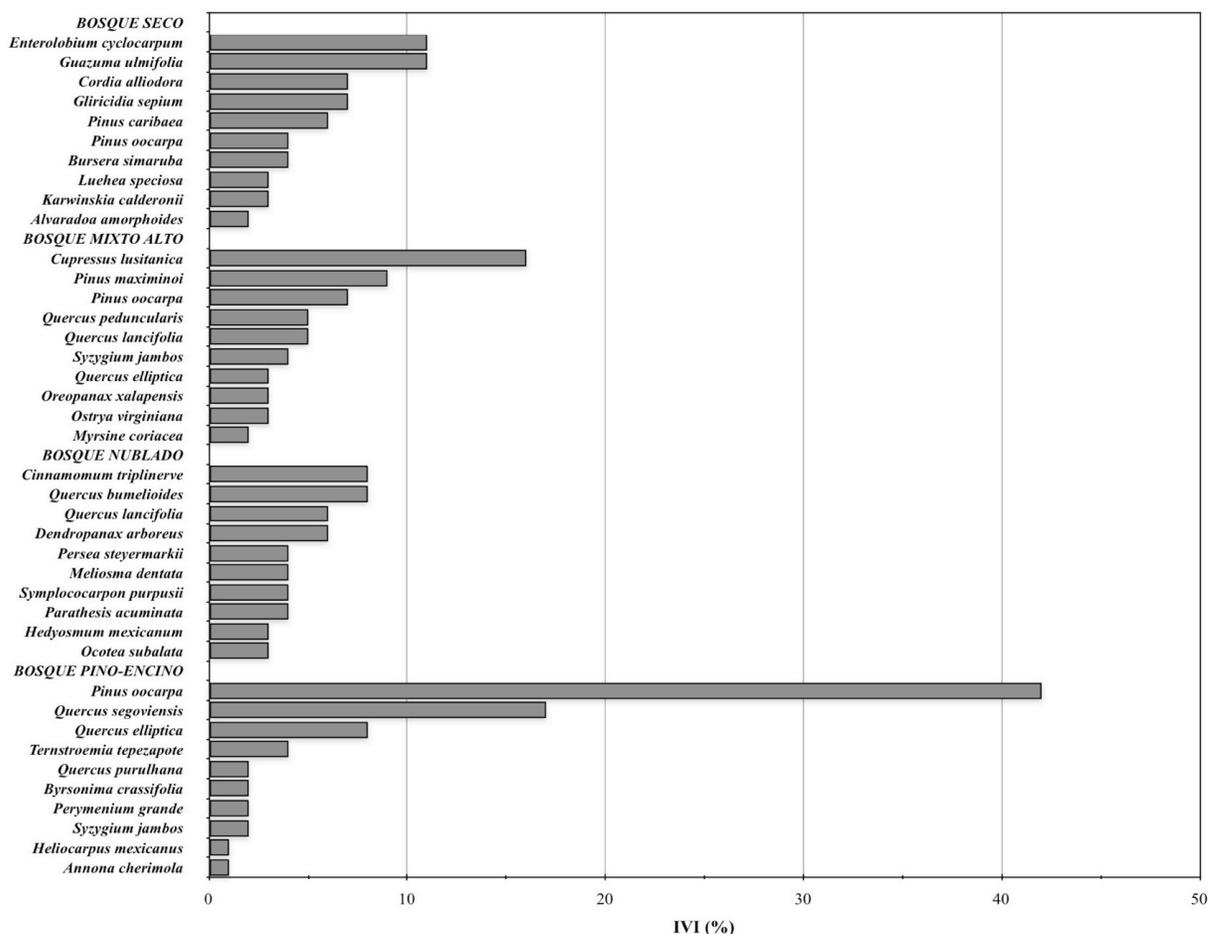


Figura 3. Diez especies de mayor relevancia ecológica en función del IVI calculado para todo el bosque para los cuatro tipos de bosques identificados en el Parque Nacional Montecristo.

2) El Bosque Mixto Alto se extiende desde los 1,059 hasta los 2,161 msnm, se registraron en el área muestreada 70 especies que representan el 37.63 % de todas las especies en el área de estudio. Las especies con mayor IVI fueron los árboles *Cupressus lusitanica* (Ciprés) y *Pinus maximinoi* (Pino rojizo). Las cinco especies con mayor IVI fueron los árboles *Cupressus lusitanica*, *Pinus maximinoi*, *Pinus oocarpa*, *Quercus peduncularis*, *Quercus lancifolia*.

3) El Bosque Nublado se extiende desde los 2,040 hasta los 2,368 msnm, se registraron en el área muestreada 69 especies que representan el 37.1 % de todas las especies en el área de estudio. Las cinco especies con mayor IVI fueron los árboles *Cinnamomum triplinerve*, *Quercus bumelioides*, *Quercus lancifolia*, *Dendropanax arboreus* y *Persea steyermarkii* (Anexo 6). La especie *Quercus bumelioides* se presentó en cinco de ellas con un promedio de

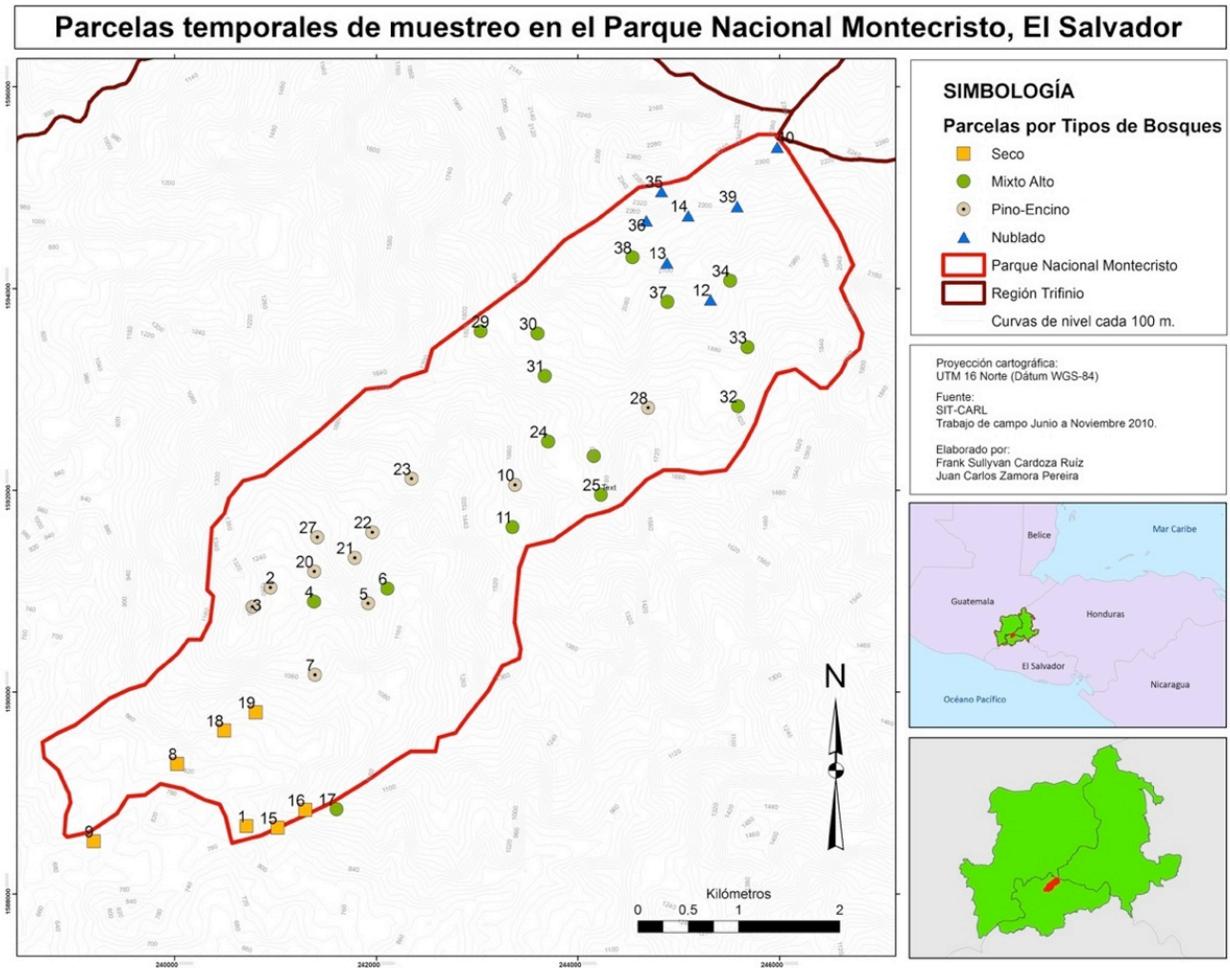


Figura 4. Mapa de la distribución de las 40 parcelas de muestreo (0.10 ha) a lo largo del gradiente altitudinal (800-2,400 msnm), ubicadas por tipos de bosque (seco, mixto alto, pino-encino y nublado) en el Parque Nacional Montecristo.

IVI por parcela de 10.3 %, también la especie *Quercus lancifolia* estuvo presente en tres parcelas con un IVI promedio por parcela de 11.8%. Otras especies de relevancia ecológica fueron *Dendropanax arboreus* y *Persea steyermarkii* ambas presentes en cinco parcelas y tuvieron un IVI promedio por parcela de 9.6% y 7.4% respectivamente.

4) El Bosque Pino-encino se extiende desde los 1,132 hasta los 1,799 msnm, se registraron en el área muestreada 50 especies que representan el 26.88 % de todas las especies en el área de estudio. Las especies con mayor IVI fueron los árboles *Pinus oocarpa* (Pino ocote) y *Quercus segoviensis* (Roble amarillo). Las cinco especies con mayor IVI fueron los árboles *Pinus oocarpa*, *Quercus segoviensis*, *Quercus elliptica*, *Ternstroemia tepezapote* y *Quercus purulhana* (Anexo 6). De las once parcelas que conforman este tipo de bosque *Pinus oocarpa* se presentó en todas con un promedio de IVI por parcela de 42.8 %, también las especies *Quercus segoviensis* y *Quercus elliptica* estuvieron presentes en 7 parcelas con un IVI promedio por parcela de 29.3 % y 14.2 % respectivamente. Otras especies de relevancia ecológica fueron *Ternstroemia tepezapote* y *Quercus purulhana* ambas presentes en dos parcelas con un IVI promedio por parcela de 14.1 % y 17.3 % respectivamente.

El análisis de ordenación (NMS) determinó la asociación entre las parcelas y las especies más importantes dentro de ellas y confirmó los cuatro grupos mostrados en el análisis de conglomerados. Se obtuvo un valor en la Prueba de Montecarlo de 0.0196 para cada uno de los cuatro ejes o dimensiones. Esto significa que en las mejores soluciones de cada corrida desde una dimensión a cuatro dimensiones el estrés es más bajo que para el 95% de las corridas aleatorias.

La ordenación final se hizo con la técnica de autopiloto con una solución de 3-dimensional, realizada con 96 especies y 40 parcelas, dando como resultado 76 iteraciones mostrando un estrés de 15.9 que según la estimación de Kruskal (1964), corresponde a un buen ajuste. Este valor se encuentra entre los reportados y aceptados en datos ecológicos que son entre 10 y 20 (MacCune y Grace 2002). La inestabilidad final fue de 0.00001 en 76 iteraciones, en donde el estrés se estabilizó. Esto asegura que el resultado tuvo una solución firme, dado que los valores de inestabilidad fueron bajos (menores a 0.0004) que según Mc Cune y Grace (2002) son aceptables.

Los resultados obtenidos en el análisis NMS presentan un diagrama de ordenación de dos ejes (Figura 5), por medio del cual se obtuvo el coeficiente de determinación  $r^2$ , definido como la correlación entre las distancias del espacio de ordenación y el espacio original *adimensional* (la varianza explicada en cada eje) en el cuál se observó que los ejes 1 y 3

explican el 27.1 % y el 22.6 %, respectivamente, para un total de 49.7 % de la variación de los datos florísticos en las parcelas. Según McCune y Grace (2002) se considera satisfactorio este resultado cuando se puede explicar más del 50 % de la varianza en los ejes.

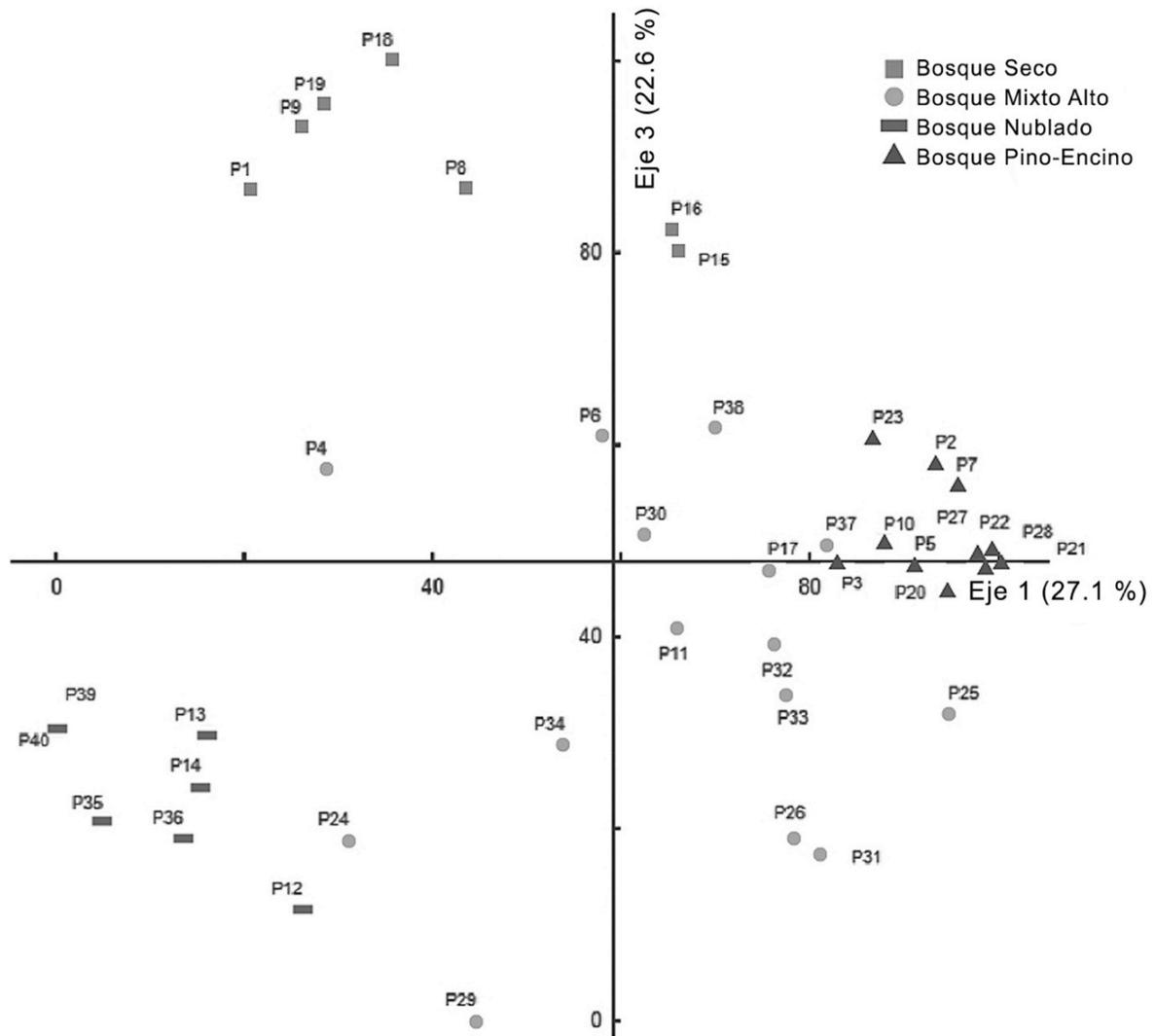


Figura 5. Representación de las parcelas de vegetación pertenecientes a cada tipo de bosque en el espacio de las especies (n=40 parcelas).

Se identificó un total de 43 especies indicadoras (un helecho arborecente-*Lophosoria quadripinnata* y el resto árboles) distribuidas en los cuatro tipos de bosques, variando entre tres y 19 el número de especies indicadoras por bosque, siendo el Bosque Nublado el de mayor especies, con un rango de valores de VI (valor indicador) entre 92.6 % y 51.6 % (Cuadro 3). En términos generales se puede mencionar que el Bosque Pino-encino se

diferencia mejor al presentar una clara dominancia de las asociaciones de especies de *Pinus* y *Quercus*; el Bosque Mixto Alto también está dominado por tres especies (*Pinus maximinoi*, *Cupressus lusitanica* y *Rhamnus sphaerosperma* var. *mesoamericana*) de elevaciones arriba de los 1,500 msnm y que no son compartidas en gran dominancia por los otros tres tipos de bosque. Para los Bosques Seco y Nublado se encontró que ambos presentan más de 18 especies indicadoras en donde probablemente hay mayor diversidad florística y menos dominancia por ciertas especies; esto en gran medida se debe a que estos bosques reúnen condiciones particulares y específicas (como temperatura, altitud, pluviometría entre otros) dando lugar a la presencia de estas especies características en estas zonas.

*Cuadro 3. Especies indicadoras ( $p < 0.05$ ) para los cuatro tipos de bosque, ordenadas por su VI en orden descendente. Resultado de la prueba de Monte Carlo con 1000 permutaciones con datos de especies arbóreas y helechos arborescentes con  $dap > 10$  cm de 40 parcelas de 0.10 ha.*

ESPECIE	FAMILIA	TIPO DE BOSQUE	VI	<i>p</i>
<i>Guazuma ulmifolia</i>	MALVACEAE	SECO	92.6	0.001
<i>Cordia alliodora</i>	BORAGINACEAE	SECO	89.2	0.001
<i>Karwinskia calderonii</i>	RHAMNACEAE	SECO	84.5	0.001
<i>Zanthoxylum kellermanii</i>	RUTACEAE	SECO	80.1	0.001
<i>Bursera simaruba</i>	BURSERACEAE	SECO	75.6	0.001
<i>Gliricidia sepium</i>	FABACEAE	SECO	75.6	0.003
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	FABACEAE	SECO	65.5	0.005
<i>Acacia polyphylla</i>	FABACEAE	SECO	65.5	0.008
<i>Luehea speciosa</i>	MALVACEAE	SECO	65.5	0.008
<i>Urera baccifera</i>	URTICACEAE	SECO	65.5	0.008
<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	PINACEAE	SECO	62.2	0.016
<i>Poeppigia procera</i>	FABACEAE	SECO	59.1	0.023
<i>Alvaradoa amorphoides</i>	PICRAMNIACEAE	SECO	53.5	0.045
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	BIXACEAE	SECO	53.5	0.045
<i>Ceiba pentandra</i>	MALVACEAE	SECO	53.5	0.046
<i>Cordia panamensis</i>	BORAGINACEAE	SECO	53.5	0.050
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	FABACEAE	SECO	53.5	0.050
<i>Luehea candida</i>	MALVACEAE	SECO	52.3	0.021
<i>Pinus maximinoi</i>	PINACEAE	MIXTO ALTO	63.2	0.012
<i>Cupressus lusitanica</i>	CUPRESSACEAE	MIXTO ALTO	57.7	0.032
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> var. <i>mesoamericana</i>	RHAMNACEAE	MIXTO ALTO	51.6	0.043
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	LAURACEAE	NUBLADO	88.3	0.001
<i>Persea steyermarkii</i>	LAURACEAE	NUBLADO	84.5	0.001
<i>Quercus bumelioides</i>	FAGACEAE	NUBLADO	84.5	0.001
<i>Dendropanax arboreus</i>	ARALIACEAE	NUBLADO	79.8	0.001
<i>Parathesis acuminata</i>	PRIMULACEAE	NUBLADO	78.3	0.002

<i>Meliosma dentata</i>	SABIACEAE	NUBLADO	75.6	0.001
<i>Zanthoxylum melanostictum</i>	RUTACEAE	NUBLADO	75.6	0.001
<i>Hedyosmum mexicanum</i>	CHLORANTHACEAE	NUBLADO	75.6	0.002
<i>Symplocos culminicola</i>	SYMPLOCACEAE	NUBLADO	75.6	0.002
<i>Symplococarpon purpusii</i>	PENTAPHYLACACEAE	NUBLADO	72.3	0.001
<i>Calyptranthes mayana</i>	MYRTACEAE	NUBLADO	65.5	0.008
<i>Gordonia</i> sp. nov.	THEACEAE	NUBLADO	65.5	0.008
<i>Lophosoria quadripinnata</i>	DICKSONIACEAE	NUBLADO	65.5	0.008
<i>Ocotea subalata</i>	LAURACEAE	NUBLADO	65.5	0.008
<i>Prunus brachybotrya</i>	ROSACEAE	NUBLADO	65.5	0.008
<i>Eugenia shimishito</i>	MYRTACEAE	NUBLADO	65.5	0.011
<i>Zinowiewia cuneifolia</i>	CELASTRACEAE	NUBLADO	61.0	0.022
<i>Meliosma echeverriae</i>	SABIACEAE	NUBLADO	57.3	0.031
<i>Cornus disciflora</i> DC.	CORNACEAE	NUBLADO	57.0	0.034
<i>Pinus oocarpa</i>	PINACEAE	PINO-ENCINO	89.6	0.001
<i>Quercus segoviensis</i>	FAGACEAE	PINO-ENCINO	75.9	0.004
<i>Quercus elliptica</i>	FAGACEAE	PINO-ENCINO	67.2	0.017

#### 4.1.2 Estructura, riqueza y diversidad taxonómica de los bosques

Se encontraron diferencias significativas entre los cuatro tipos de bosques entre los valores promedio de número de especies, índices de diversidad de Fisher, Shannon y Simpson (Cuadro 4). La prueba de separación de medias mostró que existen diferencias para los tipos de Bosque Seco y Mixto Alto y para los Bosques Nublado y Pino-Encino. Los índices de riqueza,  $\alpha$  Fisher y Shannon mostraron que el Bosque Nublado es el que tiene la mayor

ÍNDICE	BOSQUE SECO	BOSQUE MIXTO ALTO	BOSQUE NUBLADO	BOSQUE PINO-ENCINO	<i>p</i>
Riqueza	17.71±1.91 A	9.40±1.31 B	19.57±1.91 A	8.18±1.52 B	0,0001
$\alpha$ Fisher	9.67±1.24 A	3.74±0.85 B	10.16±1.24 A	2.93±0.99 B	0,0001
Shannon	2.40±0.19 A	1.63±0.16 B	2.60±0.23 A	1.39±0.18 B	0,0001
Simpson	0.12±0.03 B	0.30±0.06 A	0.08±0.01 B	0.35±0.06 A	0,0001

diversidad de especies con respecto a los otros bosques. El índice de Simpson mostró el mismo patrón en donde el Bosque Nublado y Seco difiere del Mixto Alto y Pino-Encino.

*Cuadro 4. Promedios ( $\pm$  error estándar) de riqueza e índices de diversidad para los cuatro tipos de bosque por medio de modelos mixtos con datos de especies arbóreas y helechos arborescentes con  $dap > 10$  cm de 40 parcelas de 0.10 ha.*

*Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba LSD de Fisher,  $\alpha \leq 0.05$ ).*

Las curvas de rango abundancia muestran que hay pocas especies con altos valores de abundancia y muchas especies con abundancias bajas, donde el Bosque Mixto bajo tiene

mayor dominancia ya que hay menor cantidad de especies (menos riqueza) (Figura 6). El Bosque Nublado presenta mayor cantidad de especies con porcentajes de abundancia bajos. Las curvas de acumulación de especies permiten dar fiabilidad a los inventarios biológicos y posibilitar su comparación, además de una mejor planificación del trabajo de muestreo, tras estimar el esfuerzo requerido para conseguir inventarios fiables, y extrapolar el número de especies observado para estimar el total de especies que estarían presentes en una determinada zona (Colwell *et al.* 2004). Con las curvas de rarefacción para los cuatro tipos de bosque se observó cuál de ellos contiene más especies por esfuerzo de muestreo, que está representado por el número de individuos muestreados como por la unidad de área muestreada.

Se observa que después de 800 individuos la curva de rarefacción de especies para el Bosque Mixto Alto empieza a alcanzar una asíntota (constante); el doble del Bosque Seco y Bosque Nublado. Al comparar los cuatro tipos de bosque se obtuvo que en el Bosque Mixto Alto, seguidos por el Bosque Nublado, el Bosque Seco y el Bosque Pino-Encino.

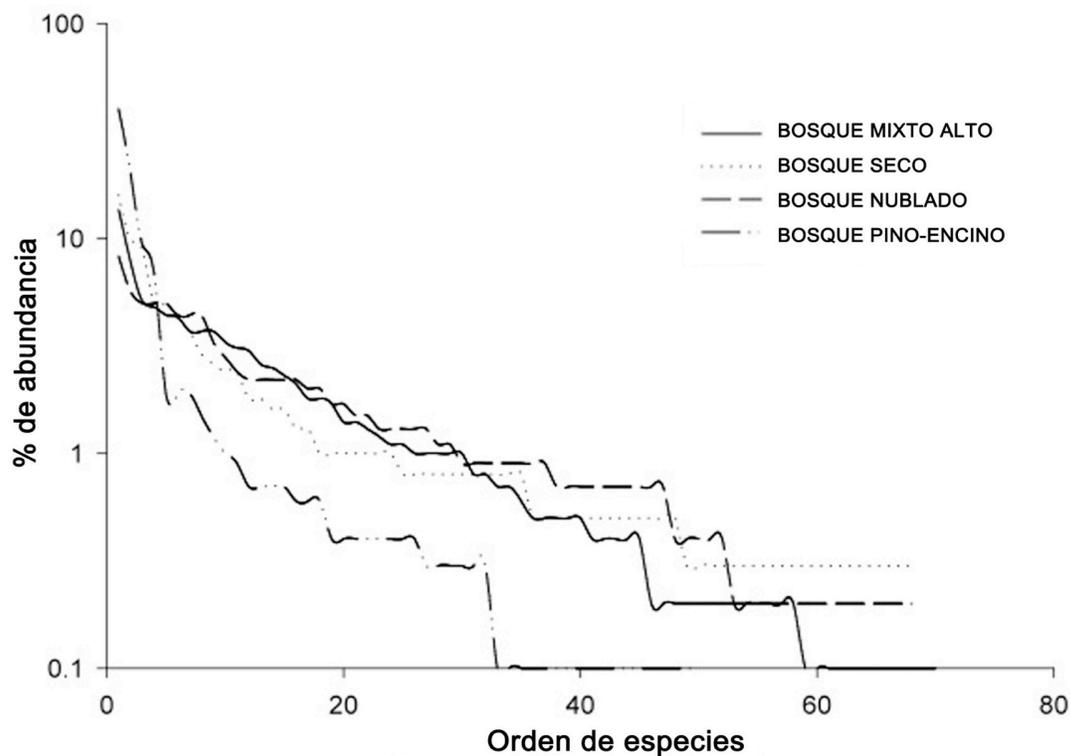


Figura 6. Curva de rango abundancia graficada en el rango de las especies y su número de individuos para cada uno de los cuatro tipos de bosques identificados en el Parque Nacional Montecristo.

La mayor cantidad de especies agrupadas resultó en el Bosque Mixto Alto, esto se debe a una mayor cantidad de parcelas (15) distribuidas en un rango altitudinal más amplio (1,059-2,161msnm), teniendo un área de muestreo mucho mayor (1.5 ha) siendo más del doble del área muestreada en los bosques Nebuloso y Seco (0.7 ha cada uno). Los resultados indican que el muestreo en los cuatro tipos de bosque no logró alcanzar el número de especies total en los tipos de bosque; ya que ninguna de las curvas alcanza una asíntota (constante), la mayor aproximación se observó en el Bosque Seco. En la curva de acumulación de especies basada en parcelas se observa que ningún bosque alcanza el número máximo de especies ya que ninguna curva se estabiliza. En las comparaciones estadísticas los bosques Nublado y Seco son los más diversos y las curvas de acumulación de número de especies y número de parcelas refuerzan esto ya que se observa que tienen la pendiente más alta en comparación a los otros dos bosques (Figura 7).

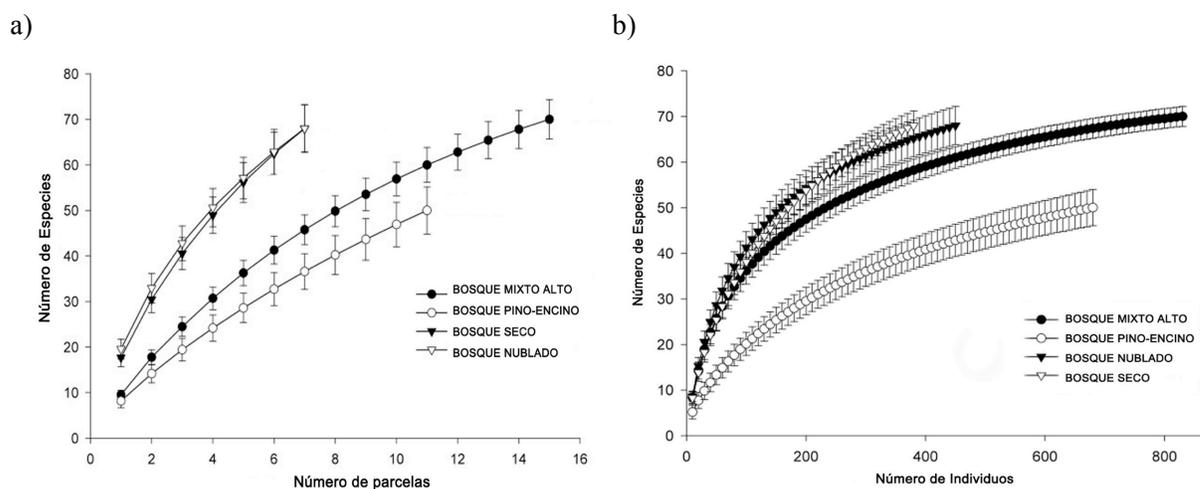


Figura 7. Curva de rarefacción de especies para cada uno de los cuatro tipos de bosques según: a) número de individuos y b) número de parcelas con muestras aleatorizadas de 10 individuos, barras verticales representan el error estándar.

Posteriormente se realizó el análisis estructural en donde se consideraron el número de individuos por hectárea para cada clase diamétrica (N/ha) (Anexo 7), al igual que para el área basal ( $m^2/ha$ ) (Anexo 8). El ANAVA con modelos mixtos utilizado para número de individuos (N/ha), en las primeras tres clases diamétricas de 10-19, 20-29 y 30-39 cm mostró que no existen diferencias significativas ( $p>0.05$ ) entre los cuatro tipos de bosques (Cuadro 5). Para la clase diamétrica 40-49 cm si existen diferencias significativas ( $p=0,0002$ ) donde los Bosques

Nublado y Pino-Encino tienen mayor número de individuos con respecto al Bosque Seco y este a su vez presenta diferencias con respecto a los demás tipos de bosque.

Para las clases diamétricas en el área basal de 10-19, 20-29 cm no se encontraron diferencias significativas pero para 30-39 cm si hubo diferencias ( $p=0,09$ ) en donde el Bosque Seco es diferente al Pino-Encino y los Bosques Mixto Alto y Nublado son iguales. Para la clase 40-49 cm si hubo diferencias ( $p=0,0004$ ) donde el Bosque Nublado presento la mayor área basal y el Bosque Seco menor área basal de los cuatro tipos de bosque. Esto quiere decir que especies características de vegetación secundaria como el Bosque Seco y las identificadas en los Bosques Mixto Alto y Pino-Encino están mejor representadas por estas clases diamétricas, lo que pudiera indicar que son árboles jóvenes en etapas intermedias de crecimiento. Para la clase 50-59 cm hubo diferencias ( $p=0,0030$ ) con respecto al Bosque Seco que presento menor área basal en comparación a los demás. Y para la clase 60-69 cm hubo diferencias ( $p=0,0004$ ) donde el Bosque Nublado presentó la mayor area basal en comparación a los otros tipos de bosques. Con respecto al número total de individuos por tipos de bosques no se presentaron diferencias significativas. Sin embargo, para el área basal por tipos de bosques si hubo diferencias ( $p=<0.0001$ ) en donde el Bosque Nublado presentó mayor área basal con respecto a los demás tipos de bosques, el Mixto Alto y Pino-Encino no presentaron diferencias y el Bosque Seco presentó la menor de área basal total (Cuadro 5) (Anexo 9).

*Cuadro 5. Diamétrica del número de individuos (N) y área basal (m<sup>2</sup>) por hectárea, para especies arbóreas y helechos arborescentes con dap>10 cm de 40 parcelas de 0.10 ha. en los cuatro tipos de bosque identificados. Para las clases diamétricas 10-19 hasta 30-39 se usaron de modelos mixtos y para la clase diamétrica de 40-49, 50-59, 60-69 cm se hizo transformación a rangos. Letras diferentes, derivadas del ANAVA y de la prueba de comparación LSD de Fisher ( $\alpha \leq 0.05$ ), denotan diferencias significativas entre tipos de bosques.*

Clase diamétrica (cm)	Seco (N/ha)	Mixto Alto (N/ha)	Nublado (N/ha)	Pino-Encino (N/ha)	F	p
10-19	381.43 A	314.00 A	341.43 A	359.09 A	0,28	0,83
20-29	108.57 A	98.67 A	134.29 A	114.55 A	0,51	0,67
30-39	38.57 A	60.00 A	54.29 A	72.73 A	0,96	0,42
40-49	7.14 B	37.33 A	38.57 A	42.73 A	8,32	0,0002
N total	547.14 A	558.67 A	620.0 A	654.29 A	0,92	0,43
Clase diamétrica (cm)	Seco (m <sup>2</sup> /ha)	Mixto Alto (m <sup>2</sup> /ha)	Nublado (m <sup>2</sup> /ha)	Pino-Encino (m <sup>2</sup> /ha)	F	p
10-19	5.90 A	4.70 A	5.38 A	5.51 A	0,73	0,54
20-29	5.00 A	4.61 A	6.30 A	5.49 A	0,77	0,52
30-39	3.30 B	5.44 AB	5.00 AB	6.91 A	2,25	0,09
40-49	1.16 B	5.88 A	5.89 A	6.48 A	7,88	0,0004
50-59	1.01 B	4.75 A	5.54 A	4.03 A	5,57	0,0030
60-69	0.91 B	3.02 B	5.18 A	2.95 B	7,74	0,0004
G total	19.70 C	40.02 B	62.05 A	35.34 B	16,46	0,0001

## 4.2 Riqueza y diversidad funcional en los bosques

La lista única se hizo con las especies dominantes (75 % área basal) de cada parcela, y resultaron 63 especies de las cuales se obtuvo los datos de Densidad de Madera (DM) y la Altura Máxima (Hmax) (Anexo 10). Estas especies dominantes pertenecen a 34 familias botánicas y 47 géneros, siendo las familias más representativas por su cantidad de especies: Fabaceae, Lauraceae, Fagaceae, Malvaceae y Pinaceae. Hay cinco familias representadas por dos especies y 24 especies representadas por una familia, es decir contienen el 38.1 % de todas las especies dominantes en el Parque Nacional Montecristo (Cuadro 6). La cantidad de individuos que representan estas especies dominantes es de 1,641 para todo el área de estudio, es decir un 69.5 % de todos los individuos medidos los cuales determinan mayormente las funciones del ecosistema.

*Cuadro 6. Familias y géneros de las especies dominantes del Parque Nacional Montecristo con sus respectivos porcentajes.*

No.	Familia	Géneros	% en el bosque	Especies	% en el bosque
1	Fabaceae	7	14.89	9	14.28
2	Lauraceae	4	8.51	6	9.52
3	Fagaceae	1	2.12	6	9.52
4	Malvaceae	4	8.51	5	7.93
5	Pinaceae	1	2.12	3	4.76
6	Actinidiaceae	1	2.12	2	3.17
7	Araliaceae	2	2.34	2	3.17
8	Clusiaceae	1	2.12	2	3.17
9	Sabiaceae	1	2.12	2	3.17
10	Styracaceae	1	2.12	2	3.17
11	otras (24)	24	51.06 %	24	38.09 %
		<b>47</b>		<b>63</b>	

Para clasificar los bosques en esta fase donde las especies dominantes determinan las funciones del ecosistema, se dejó de separar los Bosque Mixto Alto y Pino-Encino, llamándolo solamente Bosque Mixto esto debido a las características florísticas similares y también por el gradiente altitudinal en el que se ubican, clasificando tres tipos de bosque (Cuadro 7). Por lo tanto, los bosques con las 63 especies dominantes (Anexo 11) a lo largo del gradiente altitudinal de 805-2,418 msnm son los siguientes:

Cuadro 7. Clasificación de los tipos de bosques dominantes con rango de elevación, número total de individuos, área basal y número de especies que los conforman en el Parque Nacional Montecristo.

Tipos de Bosques	Rango de elevación (msnm)	No. de Individuos (N)	Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	No. de especies dominantes (S)
SECO	805-983	256	11.29	27
MIXTO	1,059-2,161	1,111	86.48	35
NUBLADO	2,040-2,368	264	34.55	25
Totales Estudio	805-2,368	1,631	132.32	63

1) Bosque Seco: Esta representado por 27 especies de las 63 dominantes es decir el 42.86 %. Hay once especies compartidas con el Bosque Mixto, es decir el 17.64 % de todas las especies dominantes y 15 están presentes sólo en este tipo de bosque (23.80 % de todas las especies). Existen dos especies únicas dominantes (sólo en este tipo de bosque) que son importantes por lo siguiente: a) *Apeiba tibourbou* (peine de mico) es la especie con menor DM de los tres bosques con 0.12 g/cm<sup>3</sup> y b) *Enterolobium cyclocarpum* (conacaste) es el árbol más alto en este tipo de bosque, sobrepasando los 35 metros de altura (estrato arbóreo emergente). La DM oscila entre 0.12-0.91 g/cm<sup>3</sup> y la Altura Máxima entre 10-45 metros. El promedio de densidad de madera para las especies de este bosque fue de 0.57 g/cm<sup>3</sup> y el promedio de Altura Máxima de 21.7 metros.

2) Bosque Mixto: Esta representado por 35 especies de las 63 dominantes es decir el 55.6 %. Hay 13 especies están compartidas con el Bosque Nublado, es decir el 20.63 % de todas las especies dominantes de todos los bosques y once están presentes sólo en este tipo de bosque (17.64 %). Las especies *Cupressus lusitanica* y *Pinus maximinoi* tienen las alturas mayores (estrato arbóreo emergente). De estas especies únicas se destacan *Perymenium grande* árbol con mayor DM de los tres tipos de bosque con 0.95 g/cm<sup>3</sup> (Anexo 12) y las especies *Quercus segoviensis*, *Quercus purulhana*, *Quercus tristis* que son árboles que dominan el paisaje en este bosque. La DM oscila entre 0.42-0.95 g/cm<sup>3</sup> y la Altura Máxima entre 10-50 metros. El promedio de densidad de madera para las especies de este bosque fue de 0.64 g/cm<sup>3</sup> y el promedio de Altura Máxima de 26.1 metros.

3) Bosque Nublado: Esta conformado por 25 especies de las 63 dominantes es decir 39.7 %. Hay 13 especies compartidas con el Bosque Mixto, es decir el 20.63 % de todas las

especies dominantes de todos los bosques y doce están presentes sólo en este tipo de bosque (19.05 %). Dos especies relevantes son: *Cojoba arborea* y *Prunus brachybotrya* (0.85 g/cm<sup>3</sup>) con densidades de madera en la categoría muy alta, siendo también *Q. bumelioides* y *P. brachybotrya* las especies con alturas mayores (estrato arbóreo emergente y superior). La DM oscila entre 0.42-0.85 g/cm<sup>3</sup> y la Altura Máxima entre 8-40 metros. El promedio de densidad de madera para las especies de este bosque fue de 0.56 g/cm<sup>3</sup> y el promedio de Altura Máxima de 25.4 metros.

#### 4.2.1 Rasgos funcionales claves

Los resultados para el rasgo DM correspondientes a las especies dominantes de este estudio fueron clasificadas en cuatro categorías: baja, mediana, alta y muy alta; y para el rasgo Hmax se clasificaron en cuatro estratos: inferior, medio, superior y emergente (Cuadro 8). Para el rasgo de Densidad de Madera, casi el 50 % de las especies registradas pertenecieron a la categoría mediana, le siguieron las categorías alta, muy alta y baja.

Para el rasgo de Altura Máxima, casi el 75 % de las especies registradas pertenecieron al estrato arbóreo medio, le siguieron en orden descendente el estratos arbóreo superior y emergente, y para el arbóreo inferior no se registró ninguna especie.

Cuadro 8. Rasgos funcionales Densidad de Madera (DM) y Altura Máxima (Hmax), estado de los mismos y especies por rasgo y sus porcentajes con respecto a todas las especies dominantes.

RASGO FUNCIONAL	ESTADO DE RASGOS		ESPECIES POR CATEGORÍA
Densidad de madera/DM	Baja	( $\leq 0.40$ g/cm <sup>3</sup> )	5 (7.9%)
	Mediana	(0.41-0.59 g/cm <sup>3</sup> )	28 (44.4%)
	Alta	(0.60-0.73 g/cm <sup>3</sup> )	19 (30.2%)
	Muy alta	( $0.74 \geq$ g/cm <sup>3</sup> )	11 (17.5%)
Altura máxima /Hmax	1- Arbóreo inferior	(< 4.9 m)	0 (0%)
	2- Arbóreo medio	(5 - 24.9 m)	45 (71.4%)
	3- Arbóreo superior	(25 - 34.9 m)	12 (19.1%)
	4- Emergente	(> 35 m)	6 (9.5%)

#### 4.2.2 Determinación y descripción de tipos funcionales de plantas (TFPs)

Los rasgos funcionales de DM y Hmax permitieron identificar cinco tipos funcionales de plantas (TFPs) (Figura 8). La Altura máxima separó tres grupos de TFPs con especies de estrato arbóreo medio. Sin embargo, la densidad de madera fue más determinante para la separación de grupos, el ANOVA indicó diferencias significativas ( $p < 0.0001$ ). La prueba LSD encontró diferencias entre el TFP 4 de mayor densidad de madera y el TFP 3 de menor densidad de madera y entre estos dos respecto a los restantes tres TFPs que presentaron densidad de madera en la categoría mediana (Cuadro 9).

*Cuadro 9. Análisis de varianza para los rasgos Densidad de madera y Altura máxima, por tipo funcional de planta.*

TFP	Media de la Densidad de Madera (DM)	Altura máxima (Hmax)
1	0.56 B	4 C
2	0.51 C	2 A
3	0.24 D	2 A
4	0.73 A	2 A
5	0.57 B	3 B

*Para realizar el ANOVA en DM, los valores fueron transformados a rangos. Para el rasgo Hmax se usó un ANOVA no paramétrico de Kruskal Wallis por ser variable categórica. Letras diferentes indican diferencias significativas, prueba LSD de Fisher,  $\alpha \leq 0.05$ . Para altura máxima revisar categorías.*

La composición, descripción y datos relevantes de cada uno de los Tipos Funcionales de Plantas fue la siguiente:

TPF 1: Se distingue por tener los árboles con la mayor densidad de madera con las máximas alturas (estrato arbóreo medio) (Cuadro 10). Estuvo compuesto por seis especies, de éstas tres especies tienen densidad de madera mediana y tres densidad de madera alta; y todas tienen alturas máximas que sobrepasan los 35 metros (Anexo 13). Cuatro especies son perennifolias y dos caducifolias. Este grupo fue clasificado como “Conservativas altas de estrato arbóreo medio”. Para este estudio se consideraron los promedios de densidad de madera de los TFP para asignar la estrategia de sobrevivencia a la cuál están vinculadas las especies. Los TFPs que presentaron DM mayor a  $0.55 \text{ g/cm}^3$  fueron clasificados con la estrategia “Conservativa” y los que presentaron DM menor a  $0.54 \text{ g/cm}^3$  con la estrategia “Adquisitiva”.

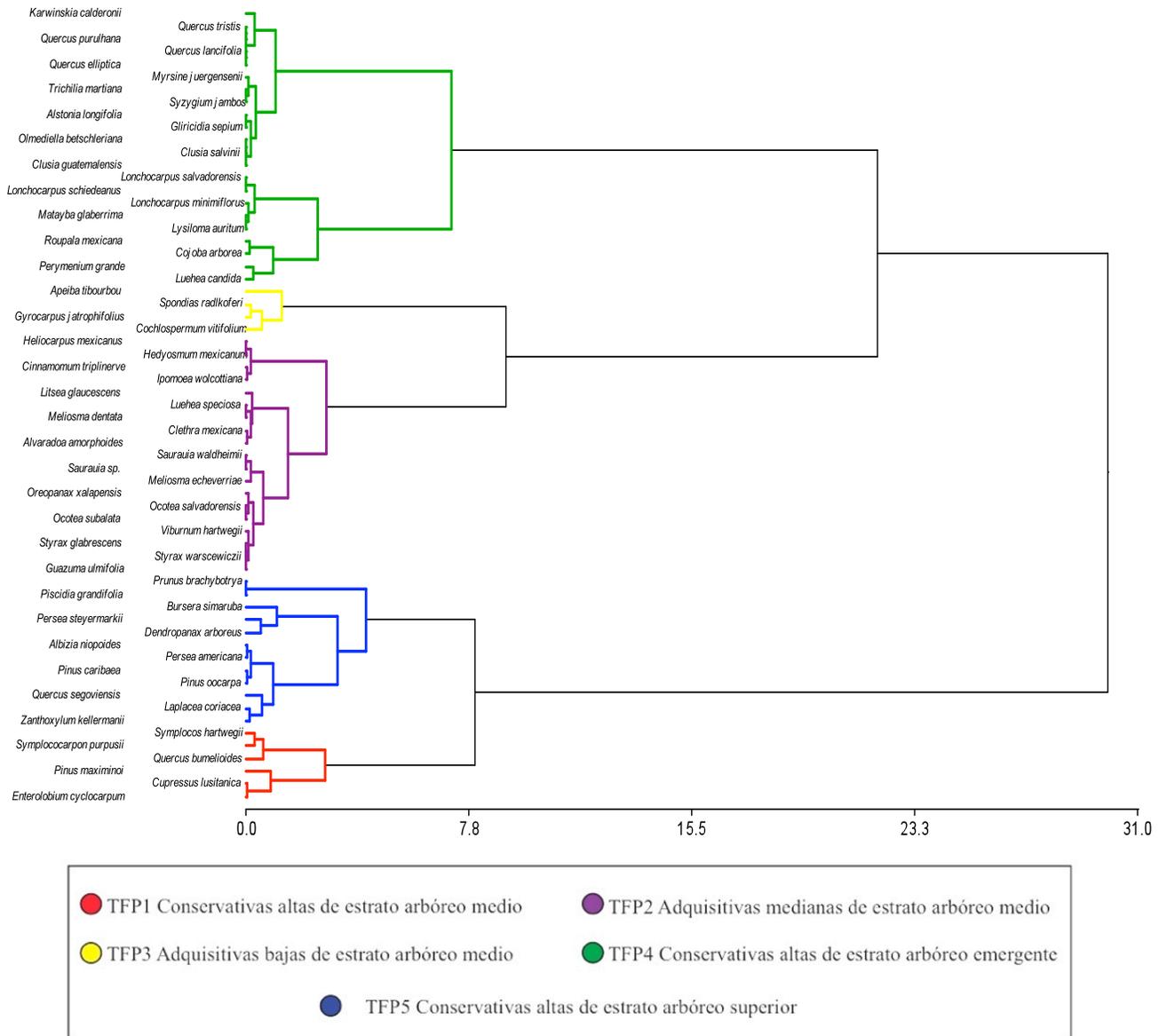


Figura 8. Dendrograma resultante del análisis de conglomerados (método de Ward y distancia Euclídea) para las 63 especies en 40 parcelas de 0.10 ha, a partir de los rasgos de densidad de madera y altura máxima para el Parque Nacional Montecristo, El Salvador.

TPF 2: Contiene especies con densidad de madera mediana y árboles adultos de baja altura (estrato arbóreo medio), estuvo compuesto por 19 especies y todas pertenecen a la categoría mediana de DM y estrato arbóreo medio. Un 70 % de las especies de este grupo son caducifolias. Este grupo fue clasificado como “Adquisitivas medianas con estrato arbóreo medio”.

*Cuadro 10. Tipos funcionales de plantas, presencia en los bosques, número de especies, porcentaje con respecto a las especies dominantes, número de individuos y área basal.*

<b>TFP</b>	<b>Tipo de bosque*</b>	<b>No. de familias</b>	<b>No. de especies</b>	<b>% de especies</b>	<b>No. de individuos</b>	<b>Área basal (m<sup>2</sup>)</b>
1	S, M y N	6	6	9.52	221	39.98
2	S, M y N	11	19	30.16	334	18.08
3	S	4	4	6.35	12	0.84
4	S, M y N	13	22	34.92	452	20.12
5	S, M y N	9	12	19.05	612	53.29

\* Para la columna tipo de bosque el significado es: S=seco, M=mixto y N=nublado.

TFP 3: De todos los grupos es el que contiene menos individuos y menos área basal. Todos los árboles tienen densidad de madera baja (permite almacenamiento de agua) y alturas del estrato arbóreo medio; estuvo compuesto por cuatro especies todas caducifolias y características de bosque seco. Este grupo fue clasificado como “Adquisitivas bajas con estrato arbóreo medio”.

TFP 4: Se caracteriza por tener especies con densidad de madera muy alta y árboles de baja altura (estrato arbóreo medio), estuvo compuesto por 22 especies, de estas 13 pertenecen a la categoría alta de densidad de madera y nueve a la categoría muy alta. Todas pertenecen al estrato arbóreo medio y casi un 75 % de estas especies son caducifolias. Este grupo fue clasificado como “Conservativas altas con estrato arbóreo emergente”.

TFP 5: Es el grupo que contiene más individuos y más área basal. Se caracteriza por tener los árboles con densidad de madera mediana y alturas superiores (estrato arbóreo superior). Estuvo compuesto por doce especies, todas pertenecen al estrato arbóreo superior, pero con respecto a la densidad de madera fue el más heterogéneo: una especie con densidad de madera baja, seis con densidad mediana, tres con densidad alta y dos con densidad muy alta. Las alturas de los árboles adultos hacen la diferencia con respecto al TFP 1, ya que todas las alturas de este grupo pertenecen al estrato arbóreo superior, es decir no sobrepasan los 35 metros y también el TFP1 presenta casi un 70% de sus especies perennifolias en contraste con este grupo donde el 50% es perennifolio. Este grupo fue clasificado como “Conservativas altas de estrato arbóreo superior”.

Los Bosques Mixto y Nublado presentaron cuatro TFPs (TFP1, TFP2, TFP4 y TFP5), sólo el Bosque Seco está representado por los cinco TFPs (Figura 9). Esto se explica debido a que el TFP3 posee especies características de zonas secas y de bajas altitudes, que no sobrepasan los 1,200 msnm.

El ANAVA para la proporción de área basal por TFP, mostró diferencias significativas sólo para el TFP2 (Adquisitivas medianas con estrato arbóreo medio,  $p=0,0001$ ) siendo el Bosque Nublado el de mayor área basal, seguido del Bosque Seco y por último el Bosque Mixto. No hubo diferencias significativas para los TFP1, TFP4 y TFP5 todos presentes en los tres tipos de bosque. El TFP3 (Adquisitivas bajas con estrato arbóreo medio) por tener un valor muy bajo de área basal no se incluyó en el análisis (Cuadro 11). El TFP2, posee los valores de área basal más altos dados por las especies de diámetros considerables como Canela (*Cinnamomum triplinerve*), Alma negra (*Ocotea subalata*) y *Meliosma dentata* aunque pertenecen al estrato arbóreo medio (5 - 24.9 m).

Cuadro 11. Análisis de varianza para rangos del área basal por tipos funcionales de plantas y por tipos de bosques.

TIPO DE BOSQUE	TFP1 F=2,64 $p=0,084$	AB Total	TFP2 F=19,31 $p=0,0001$	AB Total	TFP4 F=0,01 $p=0,9865$	AB Total	TFP5 F=2,06 $p=0,1423$	AB Total
SECO	17,71±3.97 A	3.15	23,86±3.00 B	2.18	20,43± 4.53A	2.00	12,71±4.30 A	3.11
MIXTO	19,04±2.06 A	27.42	15,42± 1.56C	4.55	20,69±2.35 A	13.17	21,77±2.23 A	41.33
NUBLADO	28,71±3.97 A	9.41	36,00±3.00 A	11.34	19,86±4.53 A	4.94	23,57±4.30 A	8.84

Para realizar el ANAVA, los valores fueron transformados a rangos. Letras diferentes indican diferencias significativas, prueba LSD de Fisher,  $\alpha \leq 0.05$ .

También se realizó un análisis de varianza para el número de individuos en los TFP (Cuadro 12) en donde hubo diferencias significativas para el TFP2 (Adquisitivas medianas con estrato arbóreo medio (F=10,33;  $p=0,0003$ ) y el TFP3 (Adquisitivas bajas con estrato arbóreo medio (F=20,26;  $p=0,0001$ ). En el TFP2, el mayor número de individuos se concentró en el Bosque Nublado y el TFP5 presentó los valores más bajos de número de individuos. Para el resto de TFPs no hubo diferencias significativas (TFP1, TFP4 y TFP5).

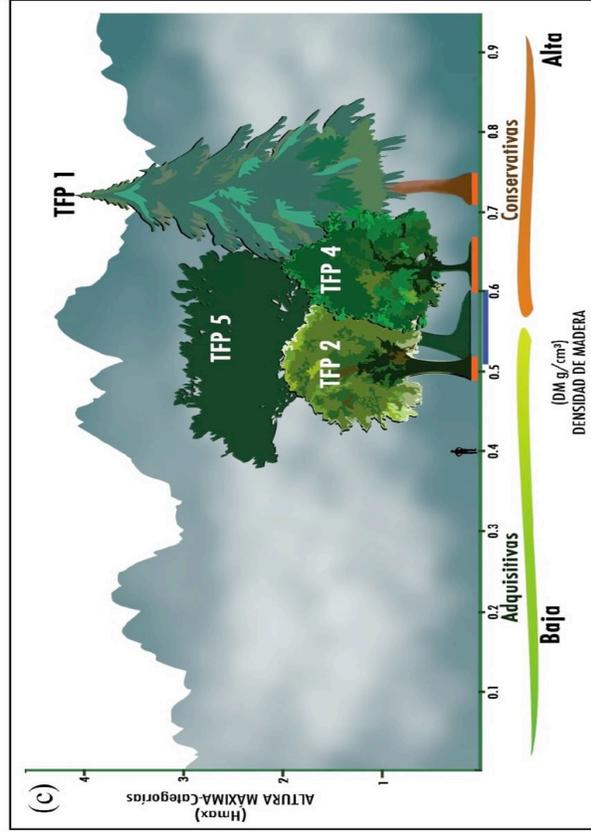
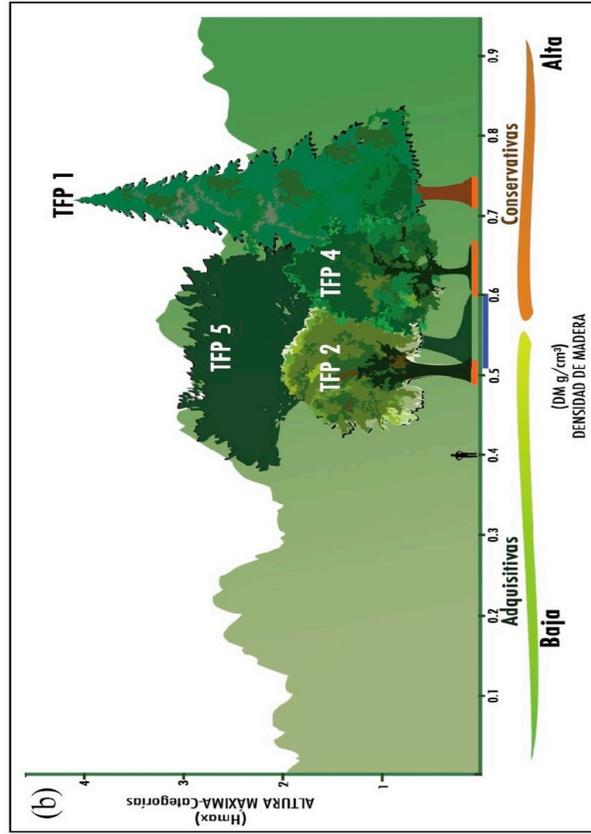
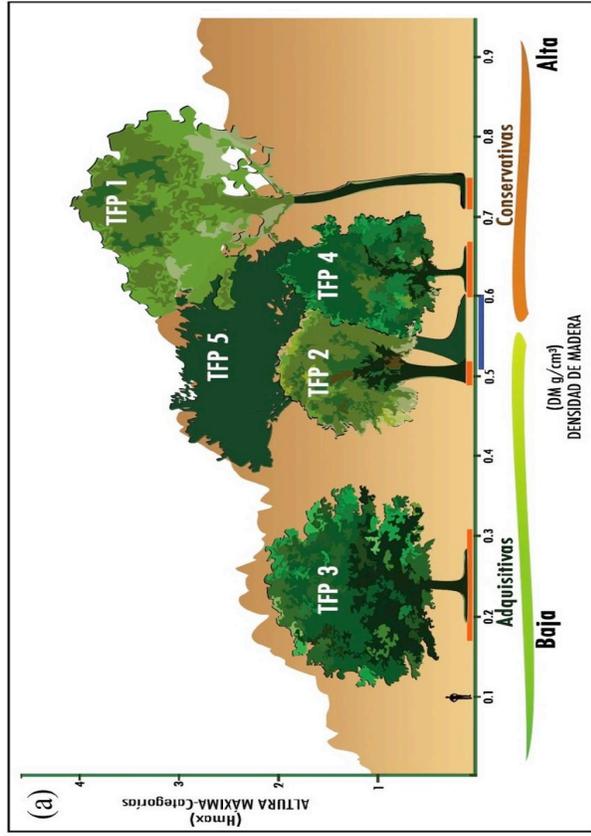


Figura 9. Tipos funcionales de plantas (TFPs) con densidades de madera y categorías de altura (líneas amaranzadas y azul debajo de las figuras de los árboles son los intervalos de confianza de madera por TFP); presentes en: a) Bosque Seco; b) Bosque Mixto y c) Bosque Nublado en el Parque Nacional Montecristo, El Salvador.

Cuadro 12. Análisis de varianza para rangos de número de individuos (N) por tipos funcionales de plantas y por tipos de bosques.

TIPO DE BOSQUE	TFP1 F=2,26 p= 0,1184	TFP2 F=10,33 p= 0,0003	TFP3 F=20,26 p= 0,0001	TFP4 F=1,16 p= 0,3240	TFP5 F=0,45 p= 0,6390
SECO	18,36 A	27,00 A	29,93 A	22,07 A	18,07 A
MIXTO	19,00 A	15,81 B	18,50 B	21,71 A	21,81 A
NUBLADO	28,21 A	31,43 A	18,50 B	14,43 A	18,07 A

Para realizar el ANAVA, los valores de N fueron transformados a rangos. Letras diferentes indican diferencias significativas, prueba LSD de Fisher,  $\alpha \leq 0.05$

### 4.2.3 Diversidad y composición funcional en los bosques de Montecristo

La prueba de NMS (Non-Metric Multidimensional Scaling) con los datos de área basal por TFPs indicaron la ubicación de las parcelas en el espacio de los tipos funcionales de plantas. Se observa que el eje 1 separa al Bosque Nublado del Bosque Mixto y que el eje 2 separa el Bosque Nublado y Bosque Mixto del Bosque Seco. Los TFP1 y TFP2 están asociados significativamente al Bosque Nublado. El TFP 3 está asociado al Bosque Seco y los TFP 4 y TFP 5 no tuvieron asociaciones significativas en ningún bosque en particular, esto significa que poseen varianzas muy similares y están presentes en los tres tipos de bosques. Los ejes explicaron un 48.4 % de la varianza (Figura 10).

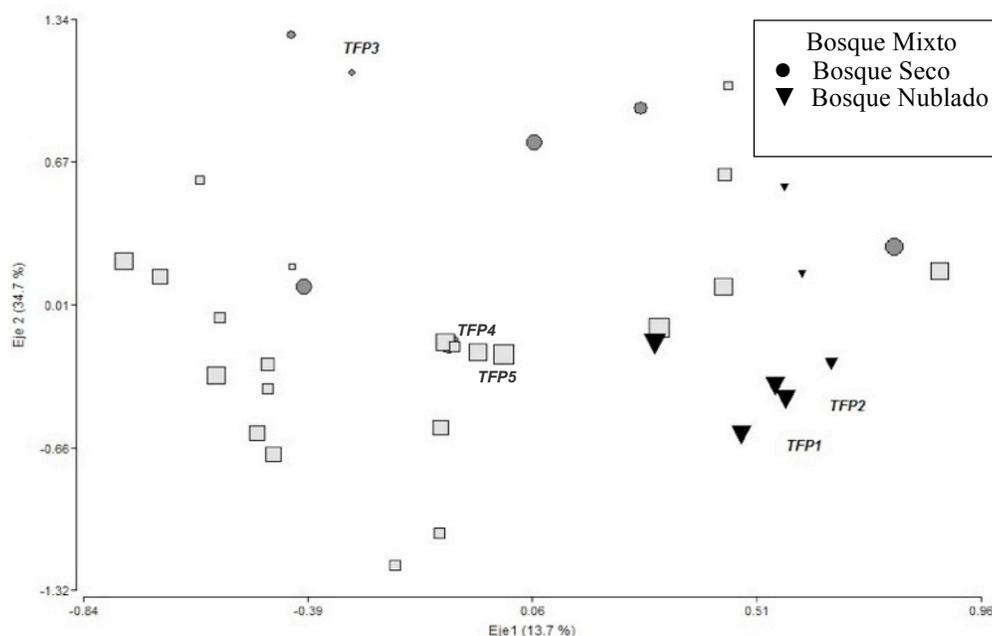


Figura 10. Diagrama de ordenación (NMS) ponderados por área basal que muestra la relación entre las 40 parcelas de 0.10 ha y el espacio que ocupan los tipos funcionales de plantas (TFPs) en los tres tipos de bosques.

El gráfico PLS (Cuadrados Mínimos Parciales) muestra la asociación triple entre los tipos funcionales de plantas (TFPs), los índices de diversidad y los tipos de bosque. En donde se observa que los TFP2 y TFP3 están asociados al Bosque Seco y los TFP1, TFP4 y TFP5 se agrupan en los Bosques Mixto y Nublado (Figura 11). Estos tipos funcionales (TFP2 y TFP3) son especies que tienen estrategia adquisitiva, de rápido crecimiento y asociadas a condiciones climáticas particulares como períodos de sequía y están relacionados con el índice de diversidad FDp que provee una explicación más fuerte del proceso de un ecosistema con respecto a la variación entre riqueza de especies. Los otros tres TFPs, son de estrategia conservativa, especies de lento crecimiento y amplia distribución en el bosque relacionados al índice de diversidad rRao que ofrece una expresión significativa relevante y ecológica de la diversidad funcional en el Bosque Mixto, al igual que FDiv que relaciona cómo la abundancia se distribuye dentro del espacio de los rasgos funcionales especialmente para los rasgos de las especies del Bosque Nublado.

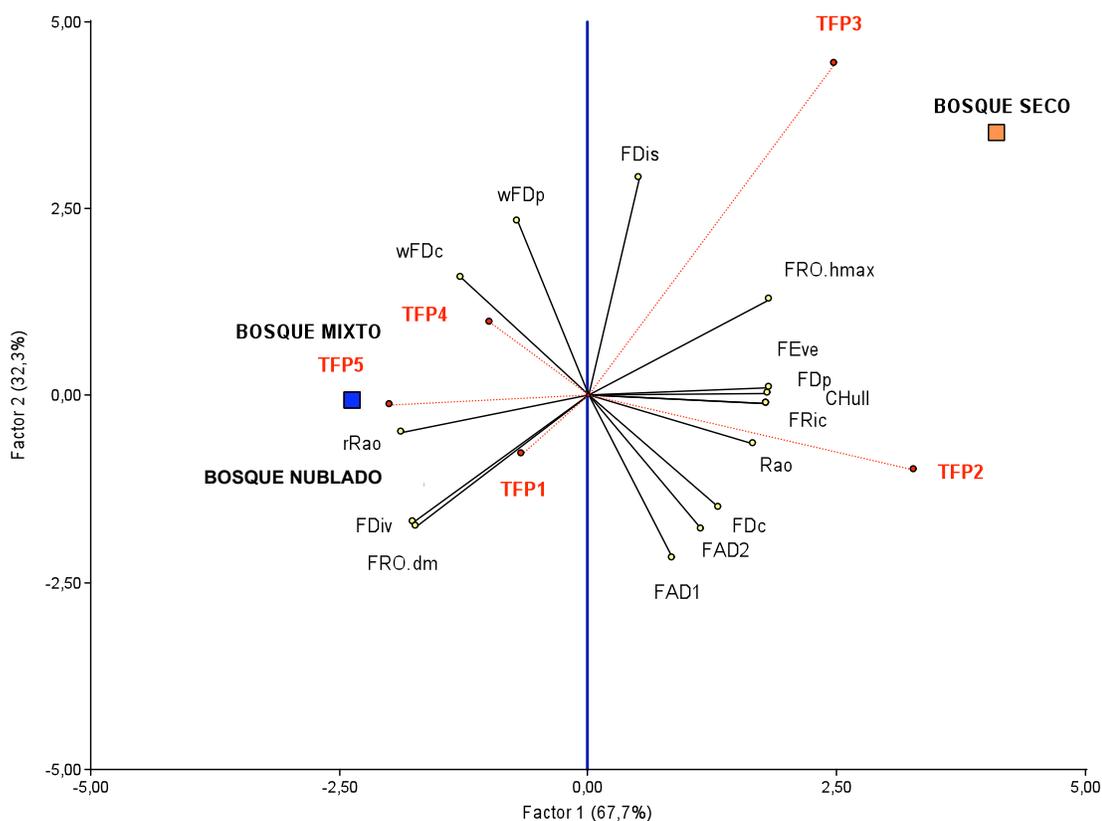
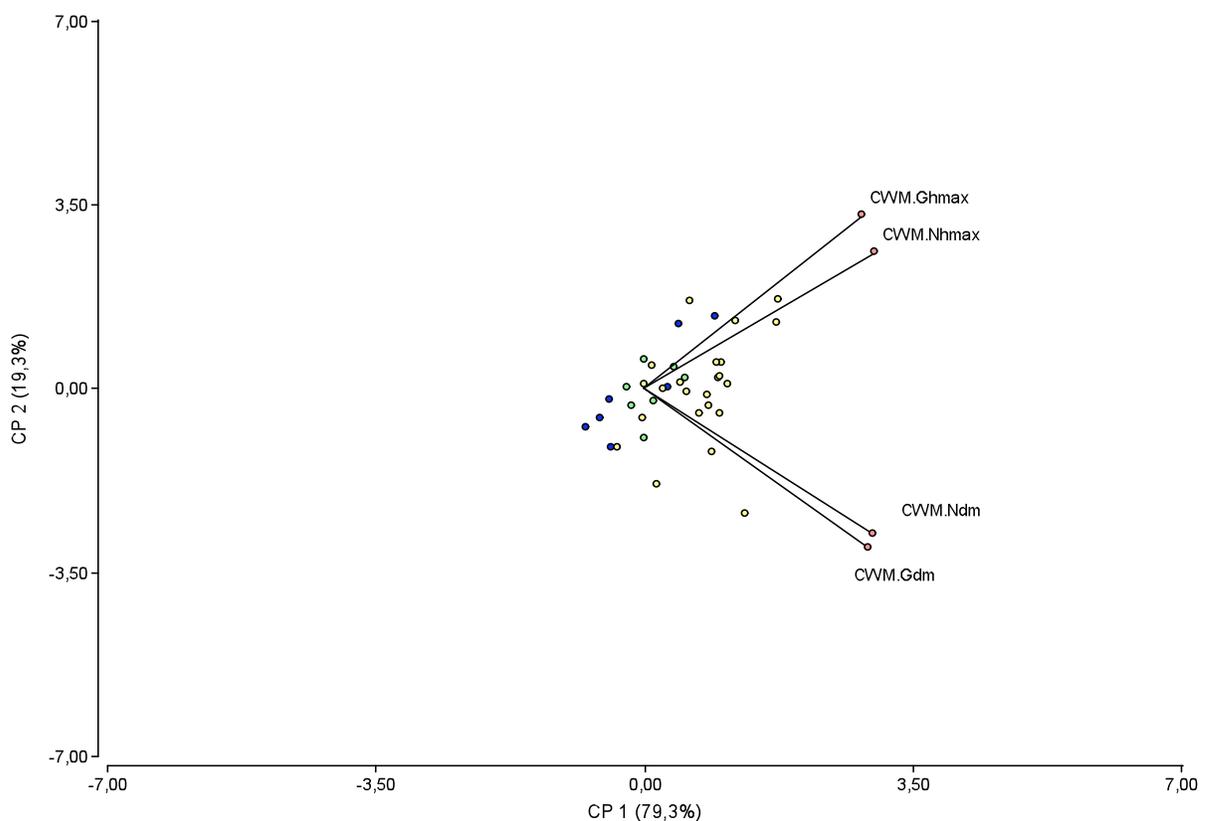


Figura 11. Gráfico de PLS (Cuadrados Mínimos Parciales) que muestra la asociación entre los TFPs con los tipos de bosque y los índices de diversidad funcional en el Parque Nacional Montecristo.

El análisis de componentes principales (ACP) para la media ponderada de la comunidad (CWM) para los rasgos de densidad de madera (DM) y altura máxima (Hmax) denotan que la CWM no está separando las parcelas de los tipos de bosque ni por área basal (G) ni por abundancia (N) (Figura 12). Los autovectores que expresan la dirección de la variabilidad se presentan en el Cuadro 13.

*Cuadro 13. Autovectores y dirección de la variabilidad en el ACP de Media Ponderada de la Comunidad (CWM) para los rasgos densidad de madera (dm) y altura máxima (hmax) ponderados por abundancia (N) y área basal (G).*

VARIABLES	E1	E2
CWM.Ndm	0,51	-0,47
CWM.Nhmax	0,51	0,44
CWM.Gdm	0,50	-0,52
CWM.Ghmax	0,48	0,56



*Figura 12. Análisis de componentes principales para la media ponderada de la comunidad (CWM) con número de individuos y área basal para los rasgos de densidad de madera y altura máxima.*

El análisis de varianza para la media ponderada de la comunidad (CWM) mostró que no existen diferencias significativas entre los tipos de bosques para DM ponderado por área basal y Hmax ponderadas por área basal y abundancia (Cuadro 14). Sin embargo, la DM para el número total de individuos es significativa ( $p=0,057$ ).

*Cuadro 14. Análisis de varianza para la media ponderada de la comunidad (CWM) para los rasgos densidad de madera (dm) y altura máxima (Hmax) ponderados por abundancia (N) y área basal (G).*

<b>VARIABLES</b>	<b><i>p</i></b>	<b>F</b>
CWM.Ndm	0,0571	3,10
CWM.Nhmax	0,6155	0,49
CWM.Gdm	0,1301	2,16
CWM.Ghmax	0,7920	0,23

#### ***4.2.4 Relación de los TFP y tipos de bosques con la altitud***

El análisis ajustando los modelos lineales generalizados (Poisson) dio como resultado la distribución potencial que se basa en interpolar los datos de número de individuos por especie, tomando en cuenta la elevación de cada una de las 40 parcelas muestreadas en los diferentes tipos de bosque del parque.

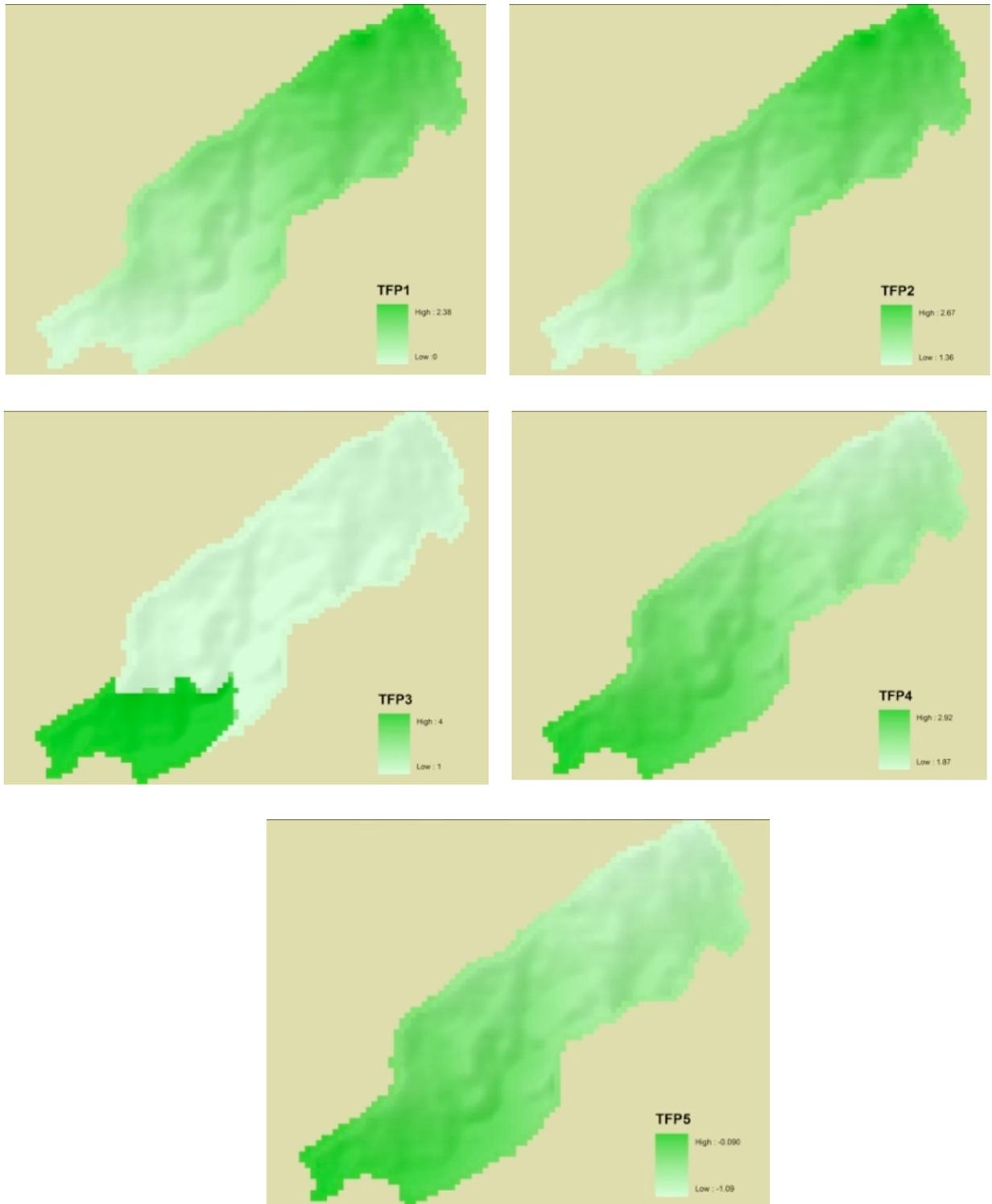
Para el TFP1 el modelo predice mayor representación a mayores altitudes, específicamente en el Bosque Nublado (2,040-2,368 msnm) y medida se disminuye la altura su presencia es menor (Bosque Mixto y Seco respectivamente). Estos resultados coinciden con tendencias en los valores de las medias por área basal y número de individuos donde los valores más altos son del Bosque Nublado. En el caso del TFP2 también el modelo predice mayor representación principalmente en altitudes mayores del Bosque Nublado, pero disminuye en el Bosque Mixto y nuevamente aumenta en el Bosque Seco (805-983 msnm). Al comparar con los datos de las medias por área basal y número de individuos la tendencia es igual (Cuadro 15). En TFP3 predice su presencia sólo en el Bosque Seco, desapareciendo en el Bosque Mixto y el Bosque Nublado, esto debido a especies características de este tipo de vegetación y desaparecen prácticamente arriba de los 1,200 msnm.

Para el TFP4 el modelo predice mayor presencia en los Bosques Mixto y Seco (805-2,161 msnm), observando una marcada disminución en el Bosque Nublado, misma tendencia coincide con la observada con los datos de análisis de varianza. En el caso del TFP5 el modelo predice mayor presencia en el Bosque Mixto (1,132-2,161 msnm), seguido del Bosque Seco y menor presencia en el Bosque Nublado, por las especies que contiene se considera de amplia distribución pero de abundancias bajas. Estos resultados coinciden y muestran una tendencia con los datos del análisis de varianza para número de individuos en los TFPs (Figura 13).

El mapa de distribución potencial de los TFPs (Figura 14) interpolado en base al muestreo florístico utilizando la elevación para toda el área del Parque Nacional Montecristo predice el número de especies presentes en los bosques Seco, Mixto y Nublado con sus respectivas transiciones. Las especies del Bosque Mixto se distribuyen en mayor área (parte media y alta desde 1,132 hasta 2,161 msnm) con respecto a los otros tipos de bosques. Seguido por la transición de Bosque Seco a Mixto Bajo, en donde la superficie esperada para la distribución de esas especies también es alta. Otra área importante es la transición de Bosque Mixto Alto a Bosque Nublado donde el modelo predice que se esperarían distribuciones altas (mayor número de especies). Para los bosques Mixto Bajo, Seco y Nublado las especies esperadas estarían distribuidas en menor número, esto debido a las limitantes de condiciones específicas que requieren para desarrollarse. La transición de Bosque Mixto Bajo a Mixto Alto es la que representa menor área de potencial distribución de especies entre todos los bosques presentes en el Parque Nacional Montecristo.

*Cuadro 15. Tipos funcionales, relación, probabilidad y modelo a partir de las regresiones de los análisis de Poisson.*

<b>Variable</b>	<b>Relación</b>	<b><i>p</i></b>	<b><i>Modelo</i></b>
TFP1	(+)	0.00042	-0.01431+0.001012*elevación
TFP2	(+)	0.00381	0.77216+0.0008038*elevación
TFP3	(-)	0.00118	6.34786-0.006722*elevación
TFP4	(-)	<0.0001	3.395348-0.0006389*elevación
TFP5	(-)	<0.0001	0.3667-0.000617*elevación



*Figura 13. Distribución potencial de los tipos funcionales de plantas a lo largo del gradiente de elevación del área de estudio (805-2,418 msnm) del Parque Nacional Montecristo.*

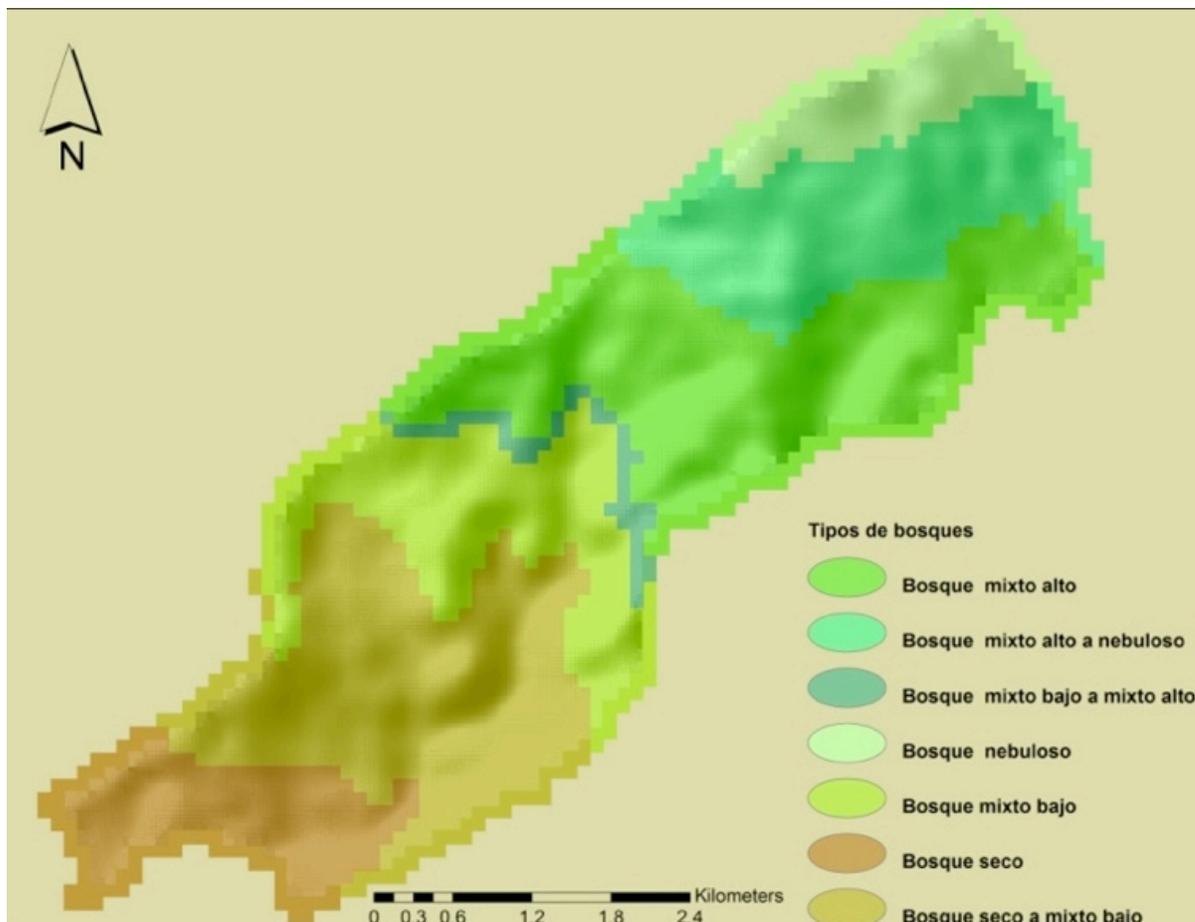


Figura 14. Distribución potencial de los tipos de bosques a lo largo del gradiente de elevación del área de estudio (805-2,418 msnm) del Parque Nacional Montecristo.

## 5 DISCUSIÓN

En Centroamérica, El Salvador es probablemente el país menos estudiado y conocido desde el punto de vista florístico y taxonómico. La mayor parte de trabajos florísticos se han concentrado en Costa Rica, Guatemala y recientemente, en Nicaragua, quedando Honduras y El Salvador rezagados en este tipo de investigaciones (Linares 2003). En un estudio realizado por el MARN (2005) sobre investigaciones de Biodiversidad en El Salvador, menciona 137 trabajos efectuados entre 1998-2005 agrupados en 15 categorías, siendo “Inventarios de Flora” el mejor representado con el 20% de todos los estudios publicados. Sin embargo, en el área florística la información generada aún no es completa y en muchas áreas de tamaño reducido y ubicación accesible hay especies nuevas de árboles para la ciencia de reciente publicación:

*Atelia martinezii* (Linares 2001), *Casearia sanchezii* (Linares y Angulo 2002), *Plumeria mariaeleanae* (Gutierrez y Linares 2006), *Meliosma echeverrii* (Menjivar *et al.* 2008), *Dalbergia salvanaturae* (Linares 2008), *Lonchocarpus stenophyllus* (Sousa 2009), *Thouinidium cyrilli-nelsonii* (Linares 2009).

Para este estudio las familias Fabaceae, Lauraceae, Malvaceae, Fagaceae, Rubiaceae, Meliaceae, Myrtaceae, Primulaceae, Anacardiaceae y Boraginaceae fueron las más dominantes en cuanto a número de especies. En general estas familias en diferentes proporciones son las más representativas en los bosques del Neotrópico (Godínez y López 2002, Zamora *et al.* 2008, Cayola *et al.* 2005, Sánchez *et al.* 2005, Bascope y Jorgensen 2005, Komar *et al.* 2006). Para el bosque nebuloso las familias Lauraceae y Fagaceae son las más representativas como la de otros estudios en la misma zona trinacional de Montecristo (Reyna 1979, Murillo 2002, Komar *et al.* 2006).

La familia Fabacea es la tercera familia más grande de angiospermas, después de las orquídeas y las compuestas, e incluyen desde hierbas pequeñas, arbustos, bejucos y subarbustos, hasta árboles gigantes (Ceroni 2003, Zamora y Pennington 2001). Se encuentran como elementos importantes en la mayoría de los tipos de vegetación del mundo y colonizan áreas marginales o perturbadas (Lewis *et al.* 2005). Se ha estimado que alrededor del 16% de todas las especies arbóreas en los bosques lluviosos neotropicales son miembros de esta familia. Asimismo, las fabáceas son la familia más representada en los bosques tropicales lluviosos y en los bosques secos de América y África (Leython y Ruiz 2006, Cascante y Estrada 2001, Gillespie *et al.* 2000). Los resultados en los bosques de Montecristo confirman esta estimación.

En el Parque Nacional Montecristo las investigaciones florísticas han sido limitadas a pesar de ser un ecosistema único para la biodiversidad y de gran importancia por el servicio hídrico para los tres países (Guatemala, Honduras y El Salvador). Los únicos estudios son dos tesis de grado: Reyna (1979) y Murillo (2002) y tres investigaciones; una de MAG/PAES/CATIE (2002) y dos de Komar *et al.* (2006) y Komar y Linares (2009). Montecristo representa uno de los bosques nublados mejor conservados de la región (Komar *et al.* 2006) y pertenece al bosque montano húmedo de América Central, una ecorregión según

WWF (2010) que esta clasificada como vulnerable. Linares (2003) lista un total de 917 especies arbóreas nativas, de un total de 1,213 taxones. El área del parque representa apenas el 0.11% del territorio nacional y contiene aproximadamente unas 400 especies arbóreas que representan el 33% de todas las reportadas para el país.\*

Cuando los ecosistemas quedan separados como los bosques de Montecristo, existen consecuencias que varían con el tiempo desde el momento del aislamiento, la distancia hasta los otros remanentes y el grado de conexión entre ellos. La influencia de los cambios físicos y biogeográficos es modificada por el tamaño, la forma y la posición en el terreno de remanentes individuales siendo los remanentes pequeños los menos afectados (Saunders *et al.* 1991). El Parque Nacional Montecristo es un refugio para muchas especies de flora y fauna y es un caso típico de cuando las porciones del bosque original quedan separadas ó aisladas unas de otras conformando fragmentos del bosque original (Lord *et al.* 1990) en donde la abundancia y distribución de especies son factores íntimamente interrelacionados (Brown 1984). Existen muchas explicaciones de la elevada diversidad de especies en los ecosistemas tropicales y éstas se han concentrado en el estudio del papel que desempeñan los disturbios naturales en la formación de mosaicos de vegetación y en la generación de condiciones heterogéneas relevantes para la dispersión, germinación y el establecimiento y crecimiento de plántulas en los claros formados en el dosel (Ricklefs 1987).

Rabinowitz *et al.* (1986), afirman que las especies pueden ser raras por diferentes razones: pueden ocurrir solamente en ciertos hábitats (condiciones de hábitat); pueden localizarse en pequeñas áreas (rango geográfico) y pueden tener una abundancia muy baja (tamaño de la población). Otra de las explicaciones de porque las especies arbóreas son escasas según Hubbell y Foster (1986) son: especialización con respecto a condiciones de hábitat, necesidades específicas de condiciones ambientales para una regeneración exitosa (que ocurren ocasionalmente) y que hay especies presentes en las primeras etapas de colonización pero que están sometidas a fuertes perturbaciones. Las especies de los bosques de Montecristo (nuevas para la ciencia) pueden catalogarse aparentemente como de baja abundancia en hábitats específicos y en un rango geográfico limitado tal como lo menciona

---

\* Comunicación personal con Botánico José Linares, 2011

Rabinowitz *et al.* (1986). De las recientes especies arbóreas publicadas para El Salvador, tres se describieron y encontraron dentro del parque: *Casearia sanchezii* (Linares y Angulo, 2002), *Meliosma echeverriae* (Menjivar *et al.* 2008) y *Thouinidium cyrilli-nelsonii* (Linares 2009). Esto demuestra el estado de conservación del área y los esfuerzos que deberían realizarse para promover más investigaciones florísticas en la misma. Dentro de las parcelas muestreadas para este estudio se reportan seis posibles nuevos árboles (muy notorios) para la ciencia: *Meliosma* sp., *Dendropanax* sp., *Saurauia* sp., *Magnolia* sp., *Neea* sp. y *Gordonia* sp.

Reyna (1979) reportó para el Parque Nacional Montecristo cuatro diferentes comunidades vegetales: a) vegetación de la cima, b) vegetación de bosque nebuloso, c) vegetación de ecotono y d) vegetación secundaria para un total de 177 especies arbóreas de fanerógamas y helechos, realizando recorridos durante dos años (1977-1978) que incrementarían el inventario de especies arbóreas en una superficie amplia dentro del parque. Para este estudio se reportan 186 especies en dos meses efectivos de trabajo de campo en tan sólo cuatro hectáreas muestreadas.

Un estudio realizado en la región Atlántica de Costa Rica en un área de 4,483 ha muestrearon un total de 6.4 ha en donde reportaron 145 especies (Chacón *et al.* 2003). El área de Montecristo es dos veces menor que la de ese estudio y reporta más especies. Para el Bosque nublado de Montecristo se registraron 69 especies en un área de 0.7 ha, esta diversidad es coherente con otros estudios en bosques nublados como los del bosque húmedo Yungas, Bolivia con 82 especies en una ha (Bascopé y Jorgensen 2005), Bosque Uyuca, Honduras con 30 especies en 1.05 ha, Bosque húmedo premontano, Costa Rica con 106 especies en 3 ha (Cascante y Estrada 2000) y otros que se muestran en el Cuadro 16. Los bosques secos se ubican en hábitats tropicales y subtropicales y representan cerca del 42% de los ecosistemas a nivel mundial. En Centroamérica representa el 50% de las áreas boscosas y el 22% en Sudamérica (Murphy y Lugo 1986). Los asentamientos humanos, la agricultura y áreas para ganadería son amenazas continuas que propician su desaparición (Maass 1995, Sabogal 1992), situación que hace de esos ecosistemas tropicales de los más amenazados del planeta (Janzen 1988).

El Bosque Seco de Montecristo ha sufrido en el pasado intervenciones humanas específicamente para agricultura y en forma reciente incendios en los límites del parque que en algunas ocasiones ingresan al área del parque. Para este tipo de bosque Komar *et al.* (2006) citan 126 especies arbóreas desde los 5 cm dap en un área no determinada (recorridos para colectar). Para este estudio se registró un total de 68 especies en un área muestreada de 0.7 ha que sugiere es un bosque diverso en comparación con datos de otros bosques secos de la región Centroamérica, El Caribe y Sudamérica, como el caso del bosque seco del Parque Nacional Santa Rosa (Guanacaste, Costa Rica) en donde se reportaron 56 especies arbóreas con dap mayor a (Burnham 1997), Guanica en Puerto Rico con 9 (Murphy y Lugo 1986), El Pepiche en Ecuador con 25 (Josee y Balslev 1994), el Área Natural Madidi, Bolivia con 51 (Cayola *et al.* 2005) y la región del Bosque Chiquitano en Bolivia con 50 especies arbóreas (Killeen *et al.* 1998), todos los estudios en áreas de una hectárea (Cuadro 17).

En el Bosque Mixto la especie pino ocote (*Pinus oocarpa*) presentó mayor cantidad de individuos en todo el estudio (320). En este tipo de bosque de pino-encino Murillo (2002) encontró 40 especies en un área de muestreo de 0.5 ha, y en dos zonas cercanas a Montecristo en el sector de Guatemala y Honduras con diferentes áreas de muestreo y midiendo individuos desde los 5 cm dap, se encontraron en Quebrada Honda, Honduras en un área de 0.04 ha 15 especies y en la Finca San José, Guatemala en un área de 0.1 ha 15 especies arbóreas (Komar *et al.* 2006).

*Cuadro 16. Comparación con diferentes bosques nublados andinos y centroamericanos para individuos muestreados con dap mayor a 10 cm en distintas áreas.*

<b>LOCALIDAD DE ESTUDIO</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>ÁREA (ha)</b>	<b>REFERENCIAS</b>
Presente estudio Bosque Nebuloso, Montecristo, El Salvador	69	0.7	Cardoza 2011
Bosque Uyuca, Honduras	30*	1.05	Muñoz 2002
Montaña Apaguiz, Honduras	38*	2	Fraatz y Montúfar 2007
Parque Nacional Catatumbo, Colombia	46	0.1	Dueñas <i>et. al.</i> 2007
Bosque húmedo Yungas, La Paz, Bolivia	82	1	Bascopé y Jorgensen 2005
Bosque húmedo premontano, Costa Rica	106	3	Cascante y Estrada 2000
Montecristo Nebuloso, El Salvador	42	0.5	Murillo 2002
Loma del Chuctal, Montecristo, Honduras	54*	0.06	Komar <i>et.al.</i> 2006
Montaña Heredia, Montecristo, Guatemala	39*	0.1	Komar <i>et.al.</i> 2006

\* Individuos muestreados con dap mayor a 5 cm.

Los resultados de las especies dominantes con valores de IVI más altos, como las especies indicadoras en los cuatro tipos de bosque se observa que en su mayoría corresponden a especies heliófitas efímeras o semi-heliófitas mezcladas en menor medida con especies heliófitas durables que son características de los bosques de crecimiento secundario (Guariguata y Ostertag 2001, Sánchez *et al.* 2007) para los bosques seco y mixto. Y para el bosque nublado las especies que presentan valores altos de VI son catalogadas como esciófitas parciales y totales (Sánchez *et al.* 2007, Finegan 1996, Guariguata *et al.* 1997, Gómez y Vásquez 1985).

*Cuadro 17. Comparación con diferentes bosques secos andinos de Centroamérica y Sudamérica para individuos muestreados con dap mayor a 10 cm en una hectárea.*

<b>LOCALIDAD DE ESTUDIO</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>ÁREA (ha)</b>	<b>REFERENCIAS</b>
Presente estudio Bosque Seco, Montecristo, El Salvador	68	0.7	Cardoza 2011
Bosque Tucumano, Tarija, Bolivia	57	1	Zenteno y López 2010
Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica	56	1	Burnham 1997
Área Natural Madidi, La Paz, Bolivia	51	1	Cayola <i>et al.</i> 2005
Región Chiquitania, Bolivia	50	1	Killeen <i>et al.</i> 1998
Jardín Botánico Santa Cruz, Bolivia	31	1	Uslar 1997
Jardín Botánico Santa Cruz, Bolivia	29	1	Uslar <i>et al.</i> 2004
El Pepiche, Ecuador	25	1	Josse y Balslev 1994
Guanica, Puerto Rico	9	1	Murphy y Lugo 1986

En relación a los bosques nublados de otras regiones, la diversidad de este bosque fue similar con lo reportado en otros estudios con la diferencia que muchas de estas investigaciones hicieron el muestreo con individuos mayores a 5 cm lo que aumenta la cantidad de especies reportadas en comparación a medir individuos desde 10 cm (Muñoz 2002, Fraatz y Montúfar 2007, Komar *et al.* 2006) y superficies muestreadas mayor a una hectárea (Cascante y Estrada 2000). Los valores para el bosque seco en riqueza de especies mostraron valores similares a los reportados para este ecosistema considerando la diversidad de estrategias de regeneración de las especies heliófitas efímeras, semi-heliófitas y heliófitas durables. Comparando con otras investigaciones, a pesar de tener un área menor de muestreo el bosque seco de Montecristo registró mayor riqueza (Zenteno y López 2010, Burnham 1997, Cayola *et al.* 2005, Uslar *et al.* 2004, Josse y Balslev 1994, Murphy y Lugo 1986).

Los bosques de Montecristo presentaron el patrón típico de los bosques tropicales de J-invertida como el reportado en otros estudios (Coyala *et al.* 2005, Sánchez *et al.* 2005, Uslar *et al.* 2003, Dueñas *et al.* 2007, Zenteno y López 2010) al concentrar mayor cantidad de individuos en las clases diamétricas menores (10-29 cm) para los cuatro tipos de bosques representando para esta clase el 60 % de todos los individuos, la clase diamétrica de 20-29 y 30-39 cm concentraron casi el 30% de todos los individuos y a partir de la clase 40-49 cm se observa que son muy escasos los individuos aunque es importante resaltar que el área basal de estos es mayor al resto aunque con alturas de estrato arbóreo medio (5-24.9 m). En general los individuos de los bosques y sus especies tienen a disminuir a medida se aumenta en altitud (Galindo *et al.* 2003, Gentry 1995).

El área basal se concentró en las tres primeras clases diamétricas de 10 cm hasta 39 cm que representaron más del 40 %. La clase diamétrica de 70-79 cm concentró casi un 10% y clase mayor a 100 cm un 11% con apenas siete especies: *Cupressus lusitanica*, *Pinus oocarpa*, *Quercus segovienses*, *Ocotea subalata*, *Quercus bumelioides*, *Quercus lancifolia*, *Symplocos hartwegii* que registraron 17.1 m<sup>2</sup>/ha. Con respecto a los tipos de bosque la mayor área basal estuvo en el Bosque Nublado con 51.5 m<sup>2</sup>/ha, seguido del Bosque Mixto Alto con 35.8 m<sup>2</sup>/ha, el Bosque Pino-Encino con 32.8 m<sup>2</sup>/ha y por último el Bosque Seco con 19.7 m<sup>2</sup>/ha. La especie *Quercus bumelioides* en el Bosque Nublado es la que registró mayores diámetros y mayor área basal en la clase diamétrica mayor a 100 cm con 6.4 m<sup>2</sup>/ha.

## 5.1 Tipos funcionales de plantas

Las estrategias de las plantas determinan su sobrevivencia y dominancia en los bosques asociado a elementos de captura, uso y distribución de recursos definiendo notoriamente dos estrategias: conservativas y adquisitivas (Wilson *et al.* 1999, Kohler 2000, Poorter y Bongers 2006). Muchos estudios se han enfocado en clasificar los tipos funcionales de plantas (TFPs) y sus respuestas a factores ambientales a partir de un conjunto de rasgos (Condit 1996, Verburg y van Eijk-Bos 2003, Chazdon *et al.* 2010) de crecimiento, vegetativos, regenerativos, fenológicos, fisiológicos, foliares y de tallo que ayudarán a determinar la estrategia ecológica de estas plantas. Sin embargo esto dependerá de los objetivos de investigación y la agrupación final de las especies en grupos más o menos predecibles (Díaz *et al.* 2002).

Los tipos funcionales de plantas fueron: Conservativas altas de estrato arbóreo emergente (TFP 1), Adquisitivas medianas de estrato arbóreo medio (TFP 2), Adquisitivas bajas de estrato arbóreo medio (TFP 3), Conservativas altas con estrato arbóreo medio (TFP 4) y Conservativas altas de estrato arbóreo superior (TFP 5). En los cinco TFPs, hubo especies con densidad de madera muy baja hasta muy alta. La densidad de madera promedio fue 0.60 g/cm<sup>3</sup> y oscilo entre 0.12-0.95 g/cm<sup>3</sup> y la altura promedio fue de 24.6 metros y oscilo entre 8-50 metros. De estos rasgos el más determinante para separar los grupos fue la densidad de madera donde hubo diferencias significativas ( $p < 0.0001$ ) que diferenciaron cuatro grupos. El ANAVA para la proporción de área basal por TFP, mostró diferencias significativas sólo para el TFP2 (Adquisitivas medianas de estrato arbóreo medio, ( $F=10,33$ ;  $p=0,0001$ ) siendo el Bosque Nublado el de mayor área basal, seguido del Bosque Seco y por último el Bosque Mixto.

El TFP 1, estuvo compuesto por seis especies, cada una de las especies perteneció a diferente familia taxonómica. Sobresalen porque tuvieron las alturas mayores (estrato arbóreo emergente). Se registraron 221 individuos que representaron la segunda de área basal mayor 40 m<sup>2</sup>. Con respecto a la densidad de madera hubo tres especies con densidad de madera mediana y otras tres con densidad de madera alta (*Quercus bumelioides*, *Symplocos hartwegii*, *Symplococarpon purpusii*). Estas especies con estrategia conservativa (esciófitas parciales y totales) cumplen un mejor rol como almacenadoras de biomasa y carbono (Sánchez *et al.* 2007) a largo plazo en los tres tipos de bosque.

El TFP 2, estuvo compuesto por 19 especies, que representan once familias. Las familias Lauraceae y Malvaceae registraron tres especies cada una, tres familias estuvieron representadas por dos especies. Tuvo 334 individuos que registraron 40 m<sup>2</sup> de área basal. Todas las especies pertenecieron a la categoría de densidad de madera mediana (0.41-0.59 g/cm<sup>3</sup>) y al estrato arbóreo medio (5-24.9 m). Este grupo presentó el mayor número de especies adquisitivas (heliófitas durables y esciófitas parciales) en el bosque mixto y nebuloso con doce especies, y aunque esta presente en el bosque seco con tres especies, la función principal la desarrolla con las especies compartidas del bosque mixto y nublado donde demuestra un mejor rol en la fijación de carbono al concentrar su esfuerzo en rápido crecimiento y mejor eficiencia en la formación de biomasa ya que dirigen menos recursos a las

estructuras de mantenimiento y protección (Milla y Reich 2007). Puede considerarse un grupo con alta redundancia funcional por la diversidad de especies (más resiliente) y una evidencia de esto es la abundancia de individuos del género *Hedyosmum* que está relacionado con un pasado de disturbios (Gentry 1993). La presencia de especies esciófitas (6) como *Cinnamomum triplinerve*, *Hedyosmum mexicanum*, *Meliosma dentata* y heliófitas (6) como *Oreopanax xalapensis*, *Saurauia waldheimii*, *Styrax glabrescens* de este grupo en el bosque nublado incrementan la capacidad de intercepción del agua de lluvia por el dosel (Huber 2001, Gupta y Usharani 2009), evidenciando también la convivencia de especies adquisitivas y conservativas de amplia distribución en los tres bosques.

El TFP 3, es el grupo que contiene menos individuos, especies y área basal (0.85 m<sup>2</sup>). Posee cuatro especies que pertenecen cada una a familias distintas. La densidad de madera para todas las especies es baja ( $\leq 0.40$  g/cm<sup>3</sup>) y pertenecen al estrato arbóreo medio (5-24.9 m). Las especies peine de mico (*Apeiba tibourbou*) y tecomasuche (*Cochlospermum vitifolium*) registraron las densidades de madera más bajas de todos los bosques con 0.12 g/cm<sup>3</sup> y 0.22 g/cm<sup>3</sup> respectivamente. La estrategia adquisitiva de estas especies heliófitas efímeras y durables es la alta capacidad para colonizar áreas perturbadas en bosques jóvenes secundarios (Grime *et al.* 1997, Garnier *et al.* 2004). La distribución de estas cuatro especies varía conforme cambian los factores ambientales y están relacionadas a las preferencias de hábitat de estas (Clark *et al.* 1995). Este grupo sólo estuvo presente en el bosque seco, se ausenta en su totalidad en los bosques mixto y nebuloso ya que sus especies no superan los 1,000 msnm.

TFP 4, es el grupo con la mayor cantidad de especies (22) y familias botánicas (13). Está representado por 452 individuos que registran 20.1 m<sup>2</sup>/área basal. La familia que más especies registró fue la Fabaceae con seis especies (*Cojoba arborea*, *Gliricidia sepium*, *Karwinskia calderonii*, *Lonchocarpus minimiflorus*, *Lonchocarpus salvadorensis*, *Lonchocarpus schiedeana* y *Lysiloma auritum*) presentes mayormente en el bosque mixto y seco. Es el grupo que en promedio tuvo la densidad de madera más alta 0.72 g/cm<sup>3</sup>, 13 pertenecen a la categoría alta (0.60-0.73 g/cm<sup>3</sup>) de densidad de madera y nueve a la categoría muy alta (0.74  $\geq$  g/cm<sup>3</sup>). Dentro de este grupo se encuentra la especie *Perymenium grande* con la densidad de madera más alta de todos los bosques y presente sólo en el bosque mixto, todas

las especies pertenecen al estrato arbóreo medio (5-24.9 m). Las especies de este grupo se encuentran mayormente compartidas por el Bosque Seco y Mixto (17 especies) y en menor medida con el Bosque Mixto y Nublado (5) y pueden considerarse como heliófitas durables que predominan en gran medida este grupo. Estas especies que presentan mayor diversidad taxonómica podrían tener mayor grado de redundancia funcional (similares funciones en el ecosistema), es decir un nivel alto de resiliencia a eventos de perturbación, en comparación a grupos de menor riqueza taxonómica (Fonseca y Ganade 2001).

TFP 5, es el grupo con la mayor cantidad de individuos (612) y representan 53.31 m<sup>2</sup>/área basal (40.1 %), siendo este dato el mayor de los cinco grupos presentes en los bosques. Contiene doce especies de nueve familias botánicas. En este grupo se encuentre la especie de encino *Quercus bumelioides* y *Pinus oocarpa*, son los árboles con los diámetros mayores y están bien representados en el Bosque Mixto y Nublado. Cinco especies son compartidas entre el bosque seco y mixto, y presentan gran dominancia en estas áreas principalmente por las especies de pino ocote (*Pinus oocarpa*) y roble amarillo (*Quercus segovienses*). Es el grupo más heterogéneo tanto por la densidad de madera como por las especies de diferentes familias pero todas son de estrato arbóreo superior (25-34.9 m). Mayormente las especies son compartidas por el Bosque Seco y Mixto (7 especies) y en menor medida con el Bosque Mixto y Nublado (5), es decir existe una convivencia de especies adquisitivas y conservativas (esciófitas totales y heliófitas durables) de amplia distribución (Kühner y Kleyer 2008) por todos los bosques (valores promedios de DM y Hmax) indicando que cumplen doble rol, realizando una activa fijación de carbono y posteriormente su almacenamiento a través de los años en árboles longevos con alturas superiores. Sin embargo, son las especies conservativas las que principalmente dominan (mayor frecuencia en el área).

## 5.2 Índice de diversidad funcional en los bosques

Los cálculos realizados para 13 índices de diversidad funcional demostraron que la mayoría de ellos indican similar información (Walker *et al.* 1999). El análisis de componentes principales para la media ponderada de la comunidad (CWM) que es la media de valores presentes en la comunidad medida por la abundancia relativa asignada para cada especie combinada con los datos de los rasgos (Lavorel *et al.* 2008) densidad de madera y altura

máxima (moda, mediana, media) no separó las parcelas de los tipos de bosque ni por área basal (G) ni por abundancia (N).

### **5.3 Relación de los tipos de bosque con la altitud**

Un estudio realizado en cuatro bosques andinos de la cordillera oriental colombiana (Galindo *et al.* 2003), reafirma la idea generalizada de que el número de especies decrece linealmente con el aumento de la altitud, así como el número de especies por familia, especialmente por encima de 1500 m y que puede responder a algoritmos de correlación (Gentry 1995). Sin embargo, hay factores que influyen en la distribución de las especies como los macroclimáticos, ambientales, perturbaciones o reemplazamiento del rodal, perturbaciones climáticas o ligadas al tiempo (huracanes y tormentas tropicales, incendios) geomorfología y perturbaciones antropogénicas (Finegan *et al.* 1999).

En el mapa de distribución potencial interpolado por medio de los datos obtenidos de las parcelas muestreadas en toda el área del Parque Nacional Montecristo predice el número de especies presentes en los bosques Seco, Mixto y Nublado considerando las transiciones entre estos. Las especies del Bosque Mixto se distribuyen en mayor área (parte media y alta desde 1,132 hasta 2,161 msnm) seguido por la transición de Bosque Seco a Pino-Encino, en donde la superficie esperada para la distribución de esas especies es alta (cubrirían mayor área). Para la transición Bosque Mixto Alto a Bosque Nublado la distribución potencial esperada es alta, es decir un número mayor de especies estarían presentes en esta área.

Sin embargo, las condiciones específicas y otros factores ligados a la distribución de especies influyen en estas, como en el caso de los Bosques Pino-Encino, Seco y Nublado donde las especies esperadas estarían distribuidas en menor número. Y para la transición de Bosque Pino-Encino a Mixto Alto el área representada de distribución potencial que predice el modelo sería menor entre todos los bosques presentes en el Parque Nacional Montecristo.

## 6 RECOMENDACIONES Y CONCLUSIONES

La agrupación de especies en tipos funcionales que cumplen roles similares en el ambiente y efectos similares en los principales procesos ecosistémicos, puede ayudar a entender mejor los complejos ecosistemas en los bosques tropicales y contribuir para la toma de decisiones enfocadas al manejo sostenibles de los recursos naturales.

La caracterización local de la vegetación representa el primer paso hacia el entendimiento de la estructura y dinámica de un bosque siendo una herramienta importante para el manejo a largo plazo de áreas reducidas o fragmentadas, de las cuales en su mayoría no se cuenta con información necesaria para revertir estos procesos. Se evidencia entonces, la necesidad de realizar estudios que conduzcan al conocimiento de la diversidad y riqueza de los ecosistemas de Montecristo.

La taxonomía de las especies esta experimentando cambios conceptuales en donde el principal paradigma se basa en no solo utilizar las herramientas como la cladística, biogeografía y/o la botánica sino en caracterizar ecológica y funcionalmente las especies, es decir un análisis ecológico normal en contraste con uno funcional.

Debido a características climáticas, edáficas, topográficas y altitudinales la mayoría de los árboles del bosque nublado son exclusivos de esta área y no están representados en otros tipos de vegetación del país. Es importante proteger también bosques cercanos que funcionaran como corredores biológicos para la conservación *in situ* de las especies.

Mantener las áreas donde se ubican las parcelas temporales de muestreo sin intervención humana, a menos que se trate de estudios científicos y aprovechar estos sitios que están debidamente georreferenciados para realizar otros estudios que permitan determinar a largo plazo el crecimiento, la mortalidad, regeneración e ingresos de individuos, así como también realizar estudios faunísticos que complementen la información relacionada con la flora de esta zona.

Es conveniente mencionar que futuros estudios con el enfoque de ecología funcional que incluyan un mayor número de rasgos funcionales en áreas mayores pueden aportar y ayudar al entendimiento de los procesos ecosistémicos y comportamiento de grupos de especies en diferentes tipos de bosques tropicales como el Parque Nacional Montecristo.

Con las 186 especies arbóreas se determinaron cuatro tipos de bosques para el parque y familia con más especies (27) y géneros (20) es la Fabaceae, le siguieron por cantidad de especies Lauraceae, Malvaceae, Fagaceae y Rubiaceae.

Los índices de riqueza,  $\alpha$  Fisher y Shannon mostraron que el Bosque Nublado es el que tiene la mayor diversidad de especies con respecto a los otros bosques.

Las 63 especies arbóreas dominantes permitieron agrupar cinco tipos funcionales de plantas (TFPs) de acuerdo a dos rasgos claves que fueron densidad de madera (DM) y altura máxima (Hmax), diferenciando tres grupos con estrategia “conservativa” y dos con estrategia “adquisitiva”.

El 44.4 % de las especies pertenecieron a la categoría mediana de densidad de madera ( $0.41-0.59 \text{ g/cm}^3$ ) y para la altura máxima (Hmax) el 71.4 % de las especies pertenecieron al estrato arbóreo medio (5-24.9 m).

El ANAVA para la proporción de área basal por TFP, mostró diferencias significativas sólo para el TFP2 (Adquisitivas medianas con estrato arbóreo medio) siendo el Bosque Nublado el de mayor área basal.

## 7 BIBLIOGRAFÍA

- Aerts, R. 1995. The advantages of being evergreen. *Trends in Ecology and Evolution*. 10: 402- 407.
- Ajbilou, R.; Marañón, T.; Arroyo, J. Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla, España. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* (2003) 12 (2), 111-123.
- Amestoy, J. 1999. Aproximación al estudio de las corrientes oceánicas y su influencia en el clima. El fenómeno de la corriente de El Niño. *Nimbus*, No. 3, 5-26 p.
- Asquith, N. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. *En* Guariguata, M; Kattan, G. (Eds.) *Ecología y conservación de los Bosques neotropicales*. 275-406 p. Editorial LUR, Cartago, Costa Rica.
- Asquith, N.; Wright, S.; Clauss, M. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78:941-946.
- Austin, M.; Gaywood, M. 1994. Current problems or environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal of Vegetation Science* 5: 473-482.
- Banco Interamericano de Desarrollo (BID). 2005. Diagnóstico ambiental y socioeconómico área protegida trinacional Montecristo. Formulación participativa plan de manejo integrado y programa de acción regional. Comisión Trinacional del Plan Trifinio. 65 p.
- Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Casanoves F., Di Rienzo J.A., Robledo C.W. 2008. Manual del Usuario de InfoStat. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina. 336 p.
- Barajas-Morales, J.; Ángeles, A.; Solís, S. 1997. Anatomía de maderas de México: especies de una selva alta perennifolia I. *Publicaciones Especiales Instituto de Biología, UNAM, México, D.F.* 126 p
- Beadle, CL. 1988. Análisis del crecimiento vegetal. *In*. Coombs, J; Hall, DO; Long, SP. Scurlock, JM. Edits. *Técnicas de fotosíntesis y bioproduktividad, Traducción al español de la 2da edición en inglés*. México: Editorial Futura, S.A. p. 17-21.
- Beard, J. 1949. The Natural Vegetation of the Windward and Leeward Islands. *Oxford Forestry Memoirs* no. 21, UK.
- Bennet, A. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*. Cambridge, U.K. 278 p.
- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Trad. JM Blanch. San José, CR, UICN. 276 p.
- Benzing, D. 1998. Vulnerabilities of tropical forests to climate change: the significance of resident epiphytes. *Climate Change* 39, 519-544.
- Berger, M. 2008. Construyendo resiliencia adaptativa tras el paso de la tormenta Stan: Lecciones aprendidas en la valoración de servicios ecosistémicos comunitarios en la cuenca sur del lago Atitlán. *En Adaptación al Cambio Climático: El rol de los servicios ecosistémicos. Curso Internacional (resúmenes)*. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 116 p.
- Bermeo, D. 2010. Determinación y caracterización de tipos funcionales de plantas (TFPs) en bosques secundarios dentro de un gradiente altitudinal y su relación con variables bioclimáticas. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 126 p.

Botta-Dukát, A. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of vegetation science* (16):533-540.

Brewer, S.; Rejmanek, E.; Johnstone E., Caro, T. 1996. Top-down control in tropical forests. *Biotropica* 29:364-367.

Brook, B.; Sodhi, N.; Bradshaw, C. 2008. Synergies Among Extinction Drivers Under Global Change. *Trends in Ecology and Evolution* 23:453-460.

Broshier D, y Amaral, W. 2004. Threats to forest ecosystems and challenge for the conservation and sustainable use of resources. En: *Challenges in managing forest genetic resource for livelihoods: examples from Argentina and Brazil*. V. Broshier, W. Amaral y B. Meilleur, Eds. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 8 – 28 p.

Busby, J. R. 1991. BIOCLIM - A bioclimate analysis and prediction system. Pp. 64- 68. En: C. R. Margules y M. P. Austin (eds.). *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO, Melbourne

Bush, M. 1997. *Ecology of a changing planet*. Prentice Hall, USA.

Carpenter, G., A. N. Gillison y J. Winter. 1993. DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2: 667-680.

Carpenter, S.R. y Folke, C. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 309-315.

Casanoves, F; Di Rienzo, J y Pla, L. 2009. User manual f-diversity: Statistical software for the analysis of functional diversity. 1a ed. Buenos Aires. 57 p.

Casanoves F., Pla L., Di Rienzo J., Díaz S. 2010. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*. no. doi: 10.1111/j.2041-210X.2010.00082.x

CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 2005. Plan estratégico trinacional- Programa Trinacional de Desarrollo Sostenible para la Cuenca Alta del Río Lempa. Esquipulas, Guatemala. 86 p.

Cavelier, J.; Vargas, G. 2002. Procesos hidrológicos. En Guariguata, M; Kattan, G. (Eds.) *Ecología y conservación de los Bosques neotropicales*. 145-165 p. Editorial LUR. Cartago, Costa Rica.

Cavers, S.; Navarro, C.; Lowe, A. 2003. A combination of molecular markers intensifies evolutionarily significant unit in *Cedrela odorata* L. (Meliaceae) in Costa Rica. *Conservation Genetics* 4: 571-580.

Chain G., A. 2009. Factores que influyen en la composición y diversidad de bosques en una red de conectividad ecológica en un paisaje fragmentado mesoamericano. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 143 p.

Chan D., A. 2010. Diversidad florística y funcional a través de una cronosecuencia de la selva mediana subperennifolia en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 145 p.

Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia. *Nature* 391:135-136.

Chave, J. 2005. Woody density measurement protocol. Measuring wood density for tropical forest trees. A field manual for the CFTS sites. Laboratory Evolution et Diversité Biologique Université Paul Sabatier. Toulouse, France. 7 p.

Clark, D.; Clark, D.B.; Sandoval, R.; Castro, M. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76:2581-2594.

Clark, D.; Clark, D. B. 1992. Life history of canopy and emergent trees in a neotropical rainforest. *Ecological Monographs* 62:315-344.

Colinvaux, P.; De Oliveira, P.; Moreno, J.; Miller, M.; Bush, M. 1996. A long pollen record from lowland Amazonia: forest and cooling in glacial times. *Science* 274:85-88.

Connell, J.; Lowman, M. 1989. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. *American Naturalist* 134:88-119.

Colwell, R., Xuan, C., Chang, J. 2004. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. *Ecology*, 85(10), 2004, pp. 2717-2727 .

Colwell R.K. 2009. EstimateS v. 8.2.0: statistical estimation of species richness and shared species from samples.

Cornelissen, JHC; Lavorel, S; Garnier, E; Díaz, S; Buchmann, N; Gurvich, DE; Reich, PB; ter Steege, H; Morgan, HD; van der Heijden, MGA; Pausas, JG; Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.

Core Team 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Accesado 10 febrero 2011. Disponible en <http://www.R-project.org>

CTPT/SET/CARE (Comisión Trinacional del Plan Trifinio, Secretaría Ejecutiva Técnica, Care Internacional) 2004. Estrategia para el Desarrollo de la Región Trifinio 2004-2009. San Salvador, El Salvador. 28 p.

Cornelissen, J.; Lavorel, S.; Garnier, E.; Díaz, S.; Buchmann, N.; Gurvich, D.; Reich, P.; ter Steege, H.; Morgan, H.; Van der Heijden, M.; Pausas, J.; Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.

Cumming, G. S. 2000. Using between-model comparisons to fine-tune linear models of species ranges. *Journal of Biogeography* 27: 441-455.

Davis, T.; Fritz, S.; Grenyer, R.; Orme, C.; Bininda-Emonds, O.; Cardillo, M.; Jones, K.; Mace, G.; Purvis, A. 2008. Phylogenetic Trees and the Future of Mammalian Biodiversity. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:11556-11563.

DeClerk, F.; Decker, M. 2009. Integrando la adaptabilidad al cambio climático a través de la biodiversidad. En Sepúlveda, C. y Ibrahim, M. (Eds). Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas como una mdida de adaptación al cambio climático en América Central. 5-21 p. Serie Técnica. Informe Técnico No. 377. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

DeClerk, F.; Barbour, M.; Sawyer, J. 2006. Species Richness and Stand Stability in Conifer Forest of the Sierra Nevada. *Ecology* 87:2787-2799.

Denslow, J. 1987. Tropical treefall gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 431-451.

Delgado, D.; Finegan, B.; Zamora, N.; Meir, P. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica. Cambios en la riqueza y composición de la vegetación. Turrialba, CR. CATIE. 55 p. (Serie Técnica, Informe Técnico No. 298.

Delgado, L., Acevedo, M., Castellanos, H. 2005. Relaciones alométricas y patrones de crecimiento para especies de arboles de la reserva forestal Imataca, Venezuela. *INCI*. vol.30, no.5, p.275-283.

Díaz, S.; Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of vegetation Science* 8: 463-474.

Díaz, S.; Fargione J.; Chapin FS. III; Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4(8): 277-289.

Díaz, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16 (11): 646-655.

Díaz, S., Gurvich, D.E., Pérez Harguindeguy, N. y Cabido, M. 2002. ¿Quién necesita tipos funcionales de plantas? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 37: 135-140.

Díaz, S.; Tilman, D.; Fargione, J.; Chapin III; F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T., Gemmill, B., Zobel, M., Vilà, M., Mitchell, C., Wilby, A., Daily, G.C., Galetti, M., Laurance, W.F., Pretty, J., Naylor, R., Power, A.; Harvell, D. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. En *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. (Eds. Hassan, R., Scholes, R. y Ash, N.) 297-329 p. Island Press, Washington D.C.

Díaz, S.; Fargione, J.; Chapin, F.; Tilman, D. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *Plos Biology* 4 (8):1300-1305.

Díaz, S.; Lavorel, S.; Chapin III, F.; Tecco, P.; Gurvich, D.; Grigulis, K. 2007. Functional diversity – at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. En *Terrestrial ecosystems in a changing world* (eds. Canadell, J., Pitelka, L.F. y Pataki, D.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 81-91 p.

Díaz, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Asociación Española de Ecología terrestre*. Alicante, España. *Ecosistemas*. Vol. XII. No. 3. 11 p.

Dirzo, R.; Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. En P.W. Lewinsohn, G.W. Fernandes, W. Benson (Eds). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate forest*. John Wiley & Sons, USA. 273-287 p.

Di Rienzo J.A.; Casanoves F.; Balzarini M.G.; Gonzalez L.; Tablada M.; Robledo C.W. 2009. *InfoStat versión 2009*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Dufrene, M, P Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3): 345- 366.

Dudley, N. 1998. *Forest and Climate change. A report for WWF International, Forest Innovations IUCN, GTZ, WWF*.

Eamus, D. 1999. Ecophysiological traits of deciduous and evergreen woody species in the seasonally dry tropics. *Trends in Ecology and Evolution* 14(1): 11-16.

Falster, D. S.; Westoby, M. 2003. Plant height and evolutionary games. *Trends in Ecology and Evolution*. 18(7): 337-343.

Ferrando, J. 1998. *Composición y estructura del bosque latifoliado de la costa norte de Honduras, pautas ecológicas para su manejo*. Tesis CATIE. Turrialba, Costa Rica. 81 p.

Fernandez, F. 2007. *diversidad funcional de bosques muy húmedos tropicales en el noreste de costa rica a partir de rasgos foliares y densidad de la madera*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 114 p.

Fearnside, PM. 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90(1):59-89.

- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121:159-176.
- Finegan, B; Palacios, W; Zamora, N; Delgado, D. 2001. Ecosystem-level forest biodiversity and sustainability assessments for forest management. En Raison RJ; Brown, AG; Flinn, DW (eds.). *Criteria and indicators for sustainable forest management*. CABI Publishing/IUFRO, Viena, Austria.
- Foth, H. 1990. *Fundamentals of Soil Science*. 8 th Edition. John Wiley & Sons, USA. 385 p.
- Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews* 55 (2001) 73-106.
- Fox, B.; Fox, M. 1986. Resilience of animal and plant communities to human disturbance. In Hopkins, D y Lamont, B. (Eds). *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. 34-64 p. Junk Publishers. Dordrecht, Holanda.
- Galindo, M. 2009. *La economía del cambio climático en México (síntesis)*. UNAM/Gobierno Federal/SHCP/SEMARNAT. México. 81 p.
- Garnier, E.; Laurent G.; Bellmann A.; Debain S.; Berthelie, P.; Ducout B.; Roumet C.; Navas, M. 1999. Relationships between photosynthesis, nitrogen and leaf structure in 14 grass species and their dependence on the basis of expression. *New Phytologist* 143, no. 1: 119-129.
- Garnier, E. Shipley, B.; Roumet, C.; Laurent G. 2001. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Functional Ecology* 15:688-695.
- Gentry, A. 1988. Changes in plant community diversity and florist composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:1-34.
- Ger, S; Mason, N y Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecological Society of America. Ecology*, 89(8):2290 – 2301
- Gómez, L.; Galicia, L.; Aguilar, R. 2008. Sensibilidad de grupos funcionales al cambio climático en la Sierra Norte de Oaxaca, México. UNAM. México. *Boletín Instituto de Geografía* (67)76 -100.
- Guariguata, M.; Kattan, G. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Editorial LUR, Cartago, Costa Rica. 691 p.
- Grau, H.; Veblen, T. 2000. Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. *Journal of Biogeography* 27: 1107-1121.
- Grime, J. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 901- 910.
- Grubb, P.; Whitmore, T. 1966. A comparison of montane and lowland rain forest in Ecuador. II. The climate and its effects on the distribution and physiognomy of the forests. *Journal of Ecology* 54: 303-333.
- Hall, C.; Standford, J.; Hauer, F. 1992. The distribution and abundance of organisms as a consequence of energy balances along multiple environmental gradients. *Oikos* 65:377-390.
- Hamilton, L.; Juvik, J.; Scatena, F. 1994. *Tropical Montane Cloud Forests*. Serie Ecológica 110. Nueva York, Springer-Verlag. 407 p.
- Hernández. J. F. 1999. *Estudio del Inventario Biológico Componente Botánico de la Flora y Propuestas para su Manejo*. Unión Europea /Fundación para el Desarrollo de los Ecosistemas Mayas. Guatemala. 40 p.

Herrera, N. 1998. Estudio de la fauna vertebrada en la reserva de la biosfera La Fraternidad (El Salvador, Guatemala y Honduras) Informe de Consultoría. Fundación para la Conservación de los Ecosistemas Mayas, ciudad de Guatemala. Informe no publicado.

Hijmans, RJ; Cameros, SE; Parra, JL; Jones, P; Jarvis, A. 2005. Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology* no.25:1965-1978.

Hobbs, R. 1993. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the western Australian whetbelt. *Biological Conservation* 64: 193-201.

Holdridge, L. 1978. Mapa Ecológico de El Salvador, sistema de Zonas de Vida (1:300,000). Ministerio de Agricultura y Ganadería de El Salvador (MAG), Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). San Salvador, El Salvador.

Holdridge, L. 2000. Ecología basada en zonas de vida. Quinta reimpresión. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José, Costa Rica. 216 p.

Hopper, D. U.; Chapin, F. S.; Ewel, J. J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J. H.; Lodge, D. M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A. J.; Vandermeer, J.; Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75 (1): 3-35.

Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecosystems. *Annual Review Ecology Systematics* 4: 1-23.

Hubbell, S.; Foster, R. 1986. Biology, chance, and history and the structure of tropical tree conservation. En Diamond, J.; Case T. (Eds). *Community Ecology*. 314-329 p. Harper and Row, USA.

Imbach, P.; Locatelli, B.; Molina, L. 2008. Impactos del cambio climático en las funciones hidrológicas de los ecosistemas de mesoamérica. En *Adaptación al Cambio Climático: El rol de los servicios ecosistémicos*. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 116 p.

Inzunza, J. 2009. Cambio climático y biodiversidad. Universidad de Concepción, Chile. *Ciencia* 23 (12):1-9

Islebe, G.; Véliz, M. 2001. El caribe y los países del continente americano: Guatemala (parte 2). En Kappelle y Brown (Eds). *Bosques nublados del neotrópico*. 231-241 p. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.

IPCC (Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) 2002. Cambio climático y biodiversidad, documento técnico V del IPCC. Gitay, H.;Suárez, A.; Watson, R.; Dokken, D. (Eds). OMM-PNUD, Ginebra. 86 p.

IPCC (Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2007. Cambio climático 2007: Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del IPCC. Pachauri, RK; Reisinger, A. (Eds). 104 p.

Jiménez, M. 2009. Resiliencia de los ecosistemas naturales terrestres de Costa Rica al cambio climático. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba. Costa Rica. 155 p.

Jolly, D.; Haxeltine, A. 1997. Effect of low glacial atmospheric CO<sub>2</sub> on tropical African montane vegetation. *Science* 276:786-788.

Kappelle, M.; Brown, A. (Eds.) 2001. *Bosques nublados del neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 704 p.

Kattan, G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En Guariguata, M; Kattan, G. (Eds.) *Ecología y conservación de los Bosques neotropicales*. 562-590 p. Editorial LUR. Cartago, Costa Rica.

Keeley, J. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. In Hopkins, D y Lamont, B. (Eds). Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. 34-64 p. Junk Publishers. Dordrecht, Holanda.

Kohler, P; Ditzer, T; Huth, A. 2000. Concepts for the aggregation of tropical tree species into functional types and the application to Sabah's lowland rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 16:591-602.

Komar O, Borjas G, Cruz GA, Eisermann K, Herrera N, Linares JL, Escobar CE, Girón LE. 2006. Evaluación Ecológica Rápida en el Área Protegida Trinacional Montecristo en Territorio Guatemalteco y Hondureño. Informe de Consultoría para el Banco Interamericano de Desarrollo. San Salvador: SalvaNATURA Programa de Ciencias para la Conservación. USAID, El Salvador. 295 p.

Komar, O.; Linares, J. 2010. Reclutamiento de vegetación natural bajo diferentes porcentajes de extracción de ciprés en el Parque Nacional Montecristo, El Salvador. USAID El Salvador. 26 p.

Kühner, A; Kleyer, M. 2008. A parsimonious combination of functional traits predicting plant response to disturbance and soil fertility. *Journal of Vegetation Science* 19(5):681-692.

Kruskal J. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29:115-129. in *Genet VII* 7213:145-153.

Lavorel, S.; McIntyre, S.; Grigulis, K. 1999. Response to disturbance in a Mediterranean annual grassland: how many functional groups? *Journal Vegetal Science* 10: 661-672.

Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. y Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.

Lavorel, S. y Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

Lavorel, S.; Grigulis, K.; McIntyre, S.; Williams, N.; Garden, D.; Dorrough, J.; Berman, S.; Quétier, F.; Thébault, A. y Bonis, A. 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters. *Functional Ecology* (22):134 – 147.

Lambers, H; Poorter, H. 1992. Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. *Adv. Ecol. Res.* 23: 187-261.

Lawton, JH; Brown, V. 1993. Redundancy in ecosystems. In Schulze, ED; Mooney, HA. eds. *Biodiversity and ecosystem function*. Berlin, Germany, Springer. p 255-270.

Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Cooperación Técnica – República Federal de Alemania GTZ. Alemania. 335 p.

Laliberté, E.; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. *Ecology* 91(1): 299-305.

Lean, J.; Warrilow. 1989. Simulation of the regional climatic impact of Amazon deforestation. *Nature* 342: 411-413.

Leigh, E. 1975. Structure and climate in tropical rain forest. *Annual Review of Ecology Systematics* 6:67-86.

Linares, J. 2001. Nuevas especies del género *Ateleia* (Leguminosae: Papilionoideae) de México y Centroamérica. Accedido el 30 de junio de 2009. Disponible en <http://chloe.dgsca.unam.mx/bot/072-01/BOT72102.pdf>

Linares, J. 2003. Listado comentado de los árboles nativos y exóticos de la República de El Salvador.

Ceiba, Volumen 42 (2):5-110.

Linares J., Angulo, D. 2005. Nuevas Casearia (Flacourtiaceae) de los bosques mesófilos de México y El Salvador. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Vol 76:3-6.

Linares J. 2008. *Thouinidium cyrilli-nelsonii* (Sapindaceae) a new tree species from El Salvador. *Ceiba* Vol. 50 (1): 18-20.

Lodge, D.; McDowell, W.; McSwiney, C. 1994. The importance of nutrient pluses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 384-387.

Louault, F; Pillar, VD; Aufrère, J; Garnier, E; Soussana, JF. 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16:151-160.

Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R.; Hastshorn, G. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84:137-152.

Mann, K.H. & Lazier, J.R.N. 2006. *Dynamics of Marine Ecosystems: biological-physical interactions in the oceans*. Blackwell Publishing Science. 496 pp.

Martín, J.; González, J.; Díaz, S.; Castro, I.; García, M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Asociación Española de Ecología Terrestre. Ecosistemas* 16 (3):69-80.

Martínez, N.D. 1996. Defining and measuring functional aspects of biodiversity. En *Biodiversity. A biology of numbers of difference* (ed. Gaston, K.J.), pp. 114-148. Blackwell Science, Oxford.

MAG-PAES/CATIE. 2002. Formulación del plan de manejo del área natural protegida San Diego y La Barra y Parque Nacional Montecristo. "Estudio de Flora del Área Natural Protegida Montecristo Bajo el Marco de la Evaluación Ecológica Rápida, informe final. 83 p.

Mason, NW; MacGillivray, K; Steel, JB; Wilson, J. 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14: 571-578.

MARN (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador). 2005. Estado del Conocimiento de la Biodiversidad en El Salvador. MARN, San Salvador, El Salvador. 154 p.

MARN 2010. Propuesta de la Reserva de la Biósfera Trifinio Fraternidad – El Salvador. San Salvador, El Salvador, 69 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute., Washington , D.C. 43p.

Menges, E.; Hawkes, C. 1998. Interactive effects of fire and microhabitat on plants of Florida shrub. *Ecological Applications* 8: 935-946.

Menjívar J., Cerén J., Morales, J. 2008. Sinopsis del género *Meliosma* (Sabiaceae en El Salvador) *Anales del Jardín Botánico de Madrid* Vol. 65(2):389-392

Metzger, JP. 2000. Tree functional group richness and landscape structure un a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological applications* 10(4):1147-1161.

Mix, C. 2006. Inbreeding and gene flow, the population genetics of plants species in fragmented landscape. 176 p.

Mouillot, D; Mason, WH; Dumay, O; Wilson, JB. 2005. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia* 142:353–359.

- Mobot 2011. Base de datos del Missouri Botanical Garden. Accesado junio 2010-marzo 2011. Disponible en <http://www.tropicos.org/>
- Murrieta, E.; Finegan, B.; Delgado, D.; Villalobos, R.; Campos, J. 2007. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*/no. 51-52:57-68
- McCune B. 1991. Multivariate analysis on the PC-ORD system. Department of General Science, Oregon State University. 56 p.
- McCune, B; Mefford, MJ. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.25 (PC- ORD). MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McCune, B; Grace, JB. 2002. Análisis of Ecological Communities. Software design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300p.
- McGlone, M. 1996. When history matters: scale, time, climate, an tree diversity. *Global Ecology and Biogeography Letters* 5:309-314.
- Murrieta, E.; Finegan, B.; Delgado, D.; Villalobos, R. 2007. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica de cuatro bosques secundarios en la región Huetar Norte, Sarapiquí-Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 36: 20-26.
- Naeem, S. y Li, S. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390: 507–509.
- Naeem, K. S. 2000. The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260 p.
- Naoki, K.; Gómez, M.; López, R.; Meneses, R.; Vargas, J. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 41 (1):65-78.
- Nybakken, J.W., 2004. *Marine Biology an ecological approach*. 6<sup>th</sup> edition Benjamin/Cummings. 592 p.
- Nygaard, B; Ejrnaes, R. 2004. A new approach to functional interpretation of vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 15:49-56.
- Odum, H. 1995. Tropical forests systems and the Human Economy. En A. Lugo; Lowe, C. *Tropical Forests: Management and Ecology*. 343-396 p. Ecological Studies 112. USA.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O'hara R. 2010. Vegan: community ecology package version 1.8–5. Disponible en: [www.cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html](http://www.cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html)
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review in Ecology and Evolution*, (37), pp. 20-40.
- Parmesan, C.; G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural Systems. *Nature*, 421, pp. 37-42.
- Pavoine, S; Ollier, S; Pontier, S. 2005. Measuring diversity from dissimilarities with Rao's quadratic entropy: Are any dissimilarities suitable? *Theoretical Population Ecology* 67: 231-239.
- Petckey, OL; Gaston, KJ. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758.
- Pimm, S. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321-326

Poorter, L.; Jans, F.; Bongers, F.; Van Rompaey, R. 1994. Spatial distribution of gaps along three catenas in the moist forest of Tai National Park, Ivory Coast. *Journal of Tropical Ecology* 10:385-398.

Poorter, L., Bongers, F.; Sterck, F.; Woll, H. 2003. Architecture of 53 rain forest tree species differing in adult stature and shade tolerance. *Ecology* 84 (3):602-608.

Pla, L.; Casanoves, F.; Di Rienzo, J.; Fernández, F.; Finegan, B. 2008. Confidence intervals for functional diversity indices considering species abundance. XXIV International Biometric Conference. Dublin, 2008.

Ramos, Z.; Finegan, B. 2006. Red ecológica de conectividad potencial: estrategia para el manejo del paisaje en el corredor biológico San Juan-La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente*. No. 49:125-136.

Ramírez, P. 2007. Modelos Climáticos y la Proyección de Escenarios de Cambio Climático en América Central. Proyecto Bosques Tropicales y Adaptación al Cambio Climático-América Central. Informe de consultoría. 8 p.

Randin, C.; Engler, R.; Normand, S.; Zappa, M.; Zimmermann, N.; Pearman, P.; Vittoz, P.; Thuiller, W.; Guisan, A. 2009. Climate change and plant distribution: Local models predict high – elevation persistence. *Global Change Biology* (15) 1557 – 1569

Rao, C.R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology* 21: 24-43.

Reich, PB; Walters, MB; Ellsworth, DS. 1992. Leaf lifespan in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecol. Monogr.* 62: 365-392.

Reyna, M. 1979. Vegetación arbórea del Bosque Nebuloso de Montecristo. Tesis Licenciatura en Biología. Universidad de El Salvador, San Salvador. 148 p.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. México, Edición Limusa. 432 p.

Rohlf FJ. 1993. Numerical taxonomy and multivariate analysis system. New York: Exeter Software. USA. 38 p.

Sánchez, Perez, R. 2006. Establecimiento y manejo de Áreas protegidas: notas básicas para la enseñanza. Santo Domingo, Instituto Tecnológico de Santo Domingo, República Dominicana. 266 p.

Salgado, BE. 2007. Definición de tipos funcionales de especies arbóreas y caracterización de su respuesta a diferentes intensidades de perturbación en un Bosque muy Húmedo Tropical Mesoamericano. Tesis MSc. CATIE. CR. 136 p.

Saunder, G.; Hobbs, R.; Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5:18-32.

Sepúlveda, C.; Ibrahim, M. 2009. Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas como una medida de adaptación al cambio climático en América Central. Serie Técnica. Informe Técnico No. 377. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 272 p.

Sesnie, SE; Finegan, B; Gessler, P; Ramos, Z. 2009. Landscape-Scale Environmental and Floristic Variation in Costa Rican Old-Growth Rain Forest Remnants. *Biotropica* 41 (1): 16-26.

Sherman, R.; Martin, P.; Fahey, T. 2005. Vegetation-environment relationships in forest ecosystems of the Cordillera Central, Dominican Republic. *Journal of the Torrey Botanical Society*. 132(2). 293-310 p.

Seppälä, R; Buck, A y Katila, P. 2009. Adaptation of forest and people to climate change. A Global Assessment Report. IUFRO World Series Vol. 22. 224 p

- Scatena, F. 1995. Relative scales of time and effectiveness of watershed processes in a tropical montane rain forest of Puerto Rico. *Geophysical Monographs* 98:103-111.
- Scatena, F. 2002. El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica. En Guariguata, M; Kattan, G. (Eds.) *Ecología y conservación de los Bosques neotropicales*. 25-41 p. Editorial LUR, Cartago, Costa Rica.
- Silver, W.; Martín-Spiotta, E.; Lugo, A. 2001. El caribe y los países del continente americano: El Caribe (parte 2). En *Bosques nublados del neotrópico*. Kappelle y Brown (Eds.). Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 155-181 p.
- Solomon, D.S.; Gove, J. H. 1999. Effects of uneven-age Management intensity on structural Diversity in two major forest types in New England. *Forest Ecology and Management* 114, 265-274.
- Sousa, M. 2009. Standleyi Una nueva sección del género *Lonchocarpus* (Leguminosae), nuevas especies y subespecie para Mesoamérica y Sudamérica. *Acta Botánica Mexicana*, México, D.F. 86:39-69.
- Shukla, J.; Nobre, C.; Sellers, P. 1990. Amazon deforestation and climate change. *Scientia* 247: 1322-1325.
- Skov, F. 2000. Distribution of plant functional attributes in a managed forest in relation to neighbourhood structure. *Plant Ecology* 146:121-130.
- SNET (Servicio Nacional de Estudios Territoriales) 2004. Evaluación de la calidad del agua del río Lempa. San Salvador, El Salvador. 30 p.
- Standmüller, T. 1987. Los bosques nublados en el trópico húmedo: una revisión bibliográfica. Universidad de las Naciones Unidas y Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 85 p.
- Steel, J.; Henderson, E. 1994. Coupling between physical and biological scales. *Philosophical transactions of the Royal Society of London*. 329: 343-348.
- Takyu, M.; Aiba, S.; Kitayama, K. 2002. Effects of topography on tropical lower montane forests under different geological conditions on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecology* 159: 35-49.
- Tanner, E. 1977. Four montane rain forests of Jamaica: A quantitative characterization of the floristics, the soils and the foliar mineral levels, and a discussion of the interrelations. *Journal Ecology*. 65: 883-918.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. En: *Encyclopedia of Biodiversity* (Ed. Levin, ), 109–120 p. Academic Press, San Diego, CA .
- Thuiller, W.; Lavorel, S.; Araújo, M.; Sykes, M.; Prentice, C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, no. 102:8245-8250.
- Thuiller, W; Lavorel, S; Sykes, M; Araujo, M. 2006. Using niche – based modeling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distribution* (12) 49 – 60.
- Thompson, I; Mackey, B; McNulty, S; Mosseler, A. 2009. Forest resilience, biodiversity, and climate change. A synthesis of the biodiversity/ resilience/ stability relationships in forest ecosystems. CBD technical series No. 43. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 68 p.
- Turner, M.; Gardner, R.; O'Neill, R. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer Publishers, N. Y. USA. 79 p.
- Tuomisto, H; Ruokolainen, K; Yli-Halla, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299: 241-244.

- Valdés, N.; Torres, I. 2008. Clasificación de grupos funcionales de plantas leñosas en pinares naturales de la unidad silvícola San Andrés. Pinar del Río, Cuba. CITMA, Vol. 10 (1): 1-11.
- Vendramini, F; Díaz, S; Gurvich, DE; Wilson, PJ; Thompson, K; Hodgson, JG. 2002. Leaf traits as indicators of resource-use strategy in floras with succulent species. *New Phytol.* 154: 147-158.
- Verburg, R.; C. Van Eijk-Bos. 2003. Effects of selective logging on tree diversity, composition and plant functional type patterns in a Bornean rain forest. *Journal of Vegetation Science* 14(1): 99-110.
- Verissimo, A.; Barreto, P.; Tarifa, R.; Uhl, C. 1995. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: the case of mahogany. *Forest Ecology and Management* 72: 39-60.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunell, C., Hummel, I. y Garner, E. 2007. Let the concept of trait be functional *Oikos* 116: 882-892.
- Villéger, S; Mason, NW; Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89(8):2290-2301.
- Walker, B; Kinzig, A; Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2:95-113.
- Weaver, P.; Murphy, P. 1990. Forest Structure and productivity in Puerto Rico's Luquillo Mountains. *Biotropica* 22:69-82.
- White, P.; Pickett, S. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En Pickett, S. y White, P. (Eds). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* 3-13 p. Academic Press, USA.
- Whitmore, T. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. En Laurance, W.; Bierregaard, R. (Eds). *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities.* The University of Chicago Press, USA.
- Whittaker, R. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Review* 42:207-264.
- Wilcove D. S. 1985. Nest predation in forest in the decline migratory sound birds. *Ecology* 66:1211-1214.
- Wilson, E. 1988. The current state of biological diversity. En Wilson, O. Editor. *Biodiversity.* 3-18 p. National Academy Press, USA.
- Wilson, J; Thompson, K; Hodgson, JG. 1999. Specific Leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytol.* 143: 155-162.
- Williams, J.; Jackson, S.; Kutzbach, R. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 A.D, *Proceedings of National Academy Science*, 104, 5738-5742 p.
- Woodward, F. 1993. How many species are required for functional ecosystem?. *In* Ernst-Detlef Schulze and H. A. Mooney (eds.), *Biodiversity and Ecosystem Function*, Springer-Verlag, Berlin. 215-228 P.
- Woodcock, DW; Shier, AD. 2002. Wood specific gravity and its radial variations: the many ways to make a tree. *Trees* 16:437-443.

## **8 ANEXOS**

*Anexo 1. Niveles altitudinales (cada 400 metros) de las 40 parcelas temporales, msnm y su ubicación en los diferentes niveles en todo el gradiente del Parque Nacional Montecristo.*

No.	Nivel 1 (800-1,200)		Nivel 2 (1,200-1,600)		Nivel 3 (1,600-2,000)		Nivel 4 (2,000-2,400)	
	Parcela	msnm	Parcela	msnm	Parcela	msnm	Parcela	msnm
1	1	841	2	1,246	10	1,643	12	2,040
2	4	1,178	3	1,258	24	1,778	13	2,137
3	7	1,132	5	1,347	25	1,828	14	2,252
4	8	854	6	1,277	26	1,842	34	2,006
5	9	810	11	1,579	28	1,800	35	2,368
6	15	931	20	1,260	29	1,874	36	2,293
7	16	983	21	1,433	30	1,929	37	2,057
8	17	1055	22	1,456	31	1,874	38	2,161
9	18	928	23	1,542	32	1,852	39	2,244
10	19	955	27	1,344	33	1,895	40	2,358
<b>TOTAL</b>	<b>10</b>		<b>10</b>		<b>10</b>		<b>10</b>	

*Anexo 2. Nombre de las ubicaciones de las 40 parcelas temporales, tipo de bosque al que pertenecieron, coordenadas cartesianas y altura donde se establecieron en todo el gradiente del Parque Nacional Montecristo.*

UBICACIÓN	TIPO DE BOSQUE	PARCELA	X	Y	ALTURA (msnm)
Campo santo	SECO	1	240712	1588669	841
Cerca Finca Los Vásquez	PINO ENCINO	2	240951	1591034	1246
600 m NE de Majaditas	PINO ENCINO	3	240771	1590844	1258
Quebrada de Majadita vieja	PINO ENCINO	4	241383	1590895	1178
Arriba Cerro del Astillero	PINO ENCINO	5	241919	1590877	1347
Enfrente del Cesteadero	MIXTO ALTO	6	242110	1591024	1277
Entre San José y Majaditas	PINO ENCINO	7	241391	1590169	1132
Las parcelas	SECO	8	240026	1589287	854
El Cóbano	SECO	9	239197	1588520	805
La Joya	PINO ENCINO	10	243376	1592052	1643
Piedra Cargada (Cipresal)	MIXTO ALTO	11	243351	1591634	1579
Bosque nublado Gordonial	NUBLADO	12	245316	1593887	2039
Bosque nebuloso-Las Toreras	NUBLADO	13	244882	1594253	2137
Bosque El Quetzal	NUBLADO	14	245094	1594721	2252
Campo Santo	SECO	15	241022	1588653	931
Maniadero	SECO	16	241296	1588830	983
Mojón del Nance	MIXTO ALTO	17	241606	1588838	1059
El desmontón	SECO	18	240491	1589617	928
Al norte de El desmontón	SECO	19	240804	1589798	955
El Plan de los Muñecos	PINO ENCINO	20	241384	1591194	1260
Faldas del Cerro Guachipilín	PINO ENCINO	21	241786	1591329	1433

Cerro Guachipilín	PINO ENCINO	22	241960	1591583	1456
Palo Hueco	PINO ENCINO	23	242350	1592114	1542
Cabecera de la Joya	MIXTO ALTO	24	243704	1592482	1778
Pino Roble (Monitoreo de Aves)	MIXTO ALTO	25	244228	1591955	1828
Cerro Los Robles	MIXTO ALTO	26	244157	1592338	1842
La Bajada de los Muñecos	PINO ENCINO	27	241416	1591534	1344
La Borda	PINO ENCINO	28	244697	1592816	1799
Falda área 3	MIXTO ALTO	29	243035	1593576	1874
Área 3-Cipresal	MIXTO ALTO	30	243600	1593553	1929
La Borda área 3	MIXTO ALTO	31	243671	1593133	1874
La Borda zona 2	MIXTO ALTO	32	245587	1592832	1852
Enfrente de la Hondurona	MIXTO ALTO	33	245681	1593417	1893
Quebrada del Tepezcuintle	MIXTO ALTO	34	245511	1594076	2006
NE de Cerro Miramundo	NUBLADO	35	244829	1594961	2368
SO de Cerro Miramundo	NUBLADO	36	244678	1594672	2293
Al Sur del Guaje	MIXTO ALTO	37	244888	1593866	2057
Puente el Huyo	MIXTO ALTO	38	244540	1594308	2161
Kilómetro 19	NUBLADO	39	245580	1594813	2244
Trifinio	NUBLADO	40	245977	1595400	2358

*Anexo 3. Listado de las 186 especies identificadas por el botánico José Linares en el Parque Nacional Montecristo, con sus respectivas familias, nombres comunes y códigos usados en los análisis estadísticos y funcionales.*

No.	NOMBRE CIENTÍFICO	FAMILIA	NOMBRE COMÚN	CÓDIGO
1	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	FABACEAE	Zarzón	ACACPO
2	<i>Acosmium panamense</i> (Benth.) Yakovlev	FABACEAE	Chichipate	ACOSPA
3	<i>Agarista mexicana</i> (Hemsl.) Judd	ERICACEAE	Sangre de Toro	AGARME
4	<i>Albizia adinocephala</i> (Donn. Sm.) Britton & Rose ex Record	FABACEAE	Chipilce	ALBIAD
5	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	FABACEAE	Polvo de Queso	ALBINI
6	<i>Allophylus occidentalis</i> (Sw.) Radlk.	SAPINDACEAE	Huesito	ALLOOC
7	<i>Alstonia longifolia</i> (A. DC.) Pichon	APOCYNACEAE	Tres puntas, Chilindrón	ALSTLO
8	<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	PICRAMNIACEAE	Plumajillo	ALVAAM
9	<i>Annona cherimola</i> Mill.	ANNONACEAE	Anona, pashte	ANNOCH
10	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	MALVACEAE	Peine de mico	APEITI
11	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	ANACARDIACEAE	Ron ron	ASTNGR
12	<i>Bauhinia seleriana</i> Harms	FABACEAE	Casco de venado	BAUHSE
13	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	MORACEAE	Ujüthe	BROSAL
14	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	BURSERACEAE	Jiote	BURSSI
15	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	MALPIGHIACEAE	Nance agrio, macho	BYRSCR
16	<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC.	RUBIACEAE	Salamo	CALCCA
17	<i>Calyptranthes mayana</i> Lundell	MYRTACEAE	Shimishu carnosos	CALYMA
18	<i>Casearia corymbosa</i> Kunth	SALICACEAE	Nixtamalillo	CASECY
19	<i>Casearia sanchezii</i> J. Linares & D. Angulo F.	SALICACEAE	Asta, Cafecillo	CASESA
20	<i>Cecropia peltata</i> L.	URTICACEAE	Guarumo	CECRPE

21	<i>Cedrela odorata</i> L.	MELIACEAE	Cedro	CEDROD
22	<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.	MALVACEAE	Ceibillo	CEIBAE
23	<i>Ceiba pendrandra</i> Gaertner	MALVACEAE	Ceiba	CEIBPE
24	<i>Chiococca pachyphylla</i> Wernham	RUBIACEAE	Naranjo de montaña	CHIOPA
25	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	LAURACEAE	Canela	CINNTR
26	<i>Citharexylum donnell-smithii</i> Greenm.	VERBENACEAE	Cordoncillo	CITHDO
27	<i>Citharexylum teclense</i> Standl.	VERBENACEAE	Cordoncillo	CITHME
28	<i>Clethra mexicana</i> DC.	CLETHRACEAE	Nance macho	CLETME
29	<i>Clethra suaveolens</i> Turcz.	CLETHRACEAE	Nance macho	CLETSU
30	<i>Cleyera theoides</i> (Sw.) Choisy	PENTAPHYLACACEAE	Trompillón de montaña, limoncillo	CLEYTH
31	<i>Clusia guatemalensis</i> Hemsl.	CLUSIACEAE	mangle	CLUSGU
32	<i>Clusia salvinii</i> Donn. Sm.	CLUSIACEAE	Hoja de cuete	CLUSSA
33	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	BIXACEAE	Tecomasuche	COCHVI
34	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	FABACEAE	Guaje, Quebracho	COJOAR
35	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	BORAGINACEAE	Laurel	CORDAL
36	<i>Cordia dentata</i> Poir.	BORAGINACEAE	Tigüilote	CORDDE
37	<i>Cordia diversifolia</i> Pav. ex DC.	BORAGINACEAE	Malahierba	CORDDI
38	<i>Cordia panamensis</i> L. Riley	BORAGINACEAE		CORDPA
39	<i>Cornus disciflora</i> DC.	CORNACEAE	Cornus	CORNDI
40	<i>Cornutia pyramidata</i> L.	LAMIACEAE	Cucaracho	CORTPY
41	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	CUPRESSACEAE	Ciprés	CUPRLU
42	<i>Curatella americana</i> L.	DILLIENIACEAE	Albahaca	CURAAM
43	<i>Cyathea costaricensis</i> (Mett. ex Kuhn) Domin	CYATHEACEAE	Helecho	CYATCO
44	<i>Dalbergia retusa</i> Hemsl.	FABACEAE	Funera	DALBRE
45	<i>Dalbergia tucurensis</i> Donn. Sm.	FABACEAE	Funera	DALBTU
46	<i>Daphnopsis ficina</i> Standl. & Steyerem.	THYMELAEACEAE	Palo de hule	DAPHFI
47	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	ARALIACEAE	Mano de León	DENDAR
48	<i>Dendropanax</i> sp. (hediondo) probable sp. nueva	ARALIACEAE		DENDSP
49	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	DICKSONIACEAE	Helecho	DICKSE
50	<i>Diphysa americana</i> (Mill.) M. Sousa	FABACEAE	Guachipilín	DIPHAM
51	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	FABACEAE	Conacaste	ENTECY
52	<i>Erythrina lanceolata</i> Standl.	FABACEAE	Pito	ERYILA
53	<i>Eugenia guatemalensis</i> Donn. Sm.	MYRTACEAE	Naranjillo	EUGEGU
54	<i>Eugenia octopleura</i> Krug & Urb.	MYRTACEAE	Shimichón	EUGEOC
55	<i>Eugenia salamensis</i> Donn. Sm.	MYRTACEAE	Guacuco	EUGESA
56	<i>Eugenia shimishito</i> Barrie	MYRTACEAE	Shimishito	EUGESH
57	<i>Eupatorium araliifolium</i> Less.	ASTERACEAE	Común	EUPAAR
58	Fabaceae ind.	FABACEAE		FABAIN
59	<i>Freziera guatemalensis</i> (Donn. Sm.) Kobuski	PENTAPHYLACACEAE	Terciopelo	FREZGU
60	<i>Fuchsia paniculata</i> Lindl.	ONAGRACEAE	Jiotillo	FUCHPA
61	<i>Genipa americana</i> L.	RUBIACEAE	Irayol	GENIAM
62	<i>Gentlea micranthera</i> (Donn. Sm.) Lundell	PRIMULACEAE	Cerecito	GENTMI
63	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	FABACEAE	Madrecacao	GLIRSE
64	<i>Gordonia</i> sp. nov.	THEACEAE	Cajeto	GORDSP
65	<i>Grajalesia fasciculata</i> (Standl.) Miranda	NYCTAGINACEAE	Crucito	GRAJFA
66	<i>Guarea glabra</i> Vahl	MELIACEAE	Barrehorno	GUARGL

67	<i>Guarea luxii</i> C. DC.	MELIACEAE	Barrehorno	GUARLU
68	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	MALVACEAE	Caulote, Tapaculo, Guácimo	GUAZUL
69	<i>Guettarda subcapitata</i> C.M. Taylor	RUBIACEAE		GUETSU
70	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i> Domin	HERNANDIACEAE	Volador	GYROJA
71	<i>Hampea stipitata</i> S. Watson	MALVACEAE	Jagua	HAMPST
72	<i>Hauya elegans</i> DC.	ONAGRACEAE	Jocotón, Hoja peluda	HAUYEL
73	<i>Hedyosmum mexicanum</i> C. Cordem.	CHLORANTHACEAE	Taba de jolote	HEDYME
74	<i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz.	MALVACEAE	Jagua	HELOAP
75	<i>Heliocarpus mexicanus</i> (Turcz.) Sprague	MALVACEAE	Mozotón, Alagüe, Calagüe	HELIME
76	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	FABACEAE	Copinol	HYMACO
77	<i>Ilex liebmannii</i> Standl.	AQUIFOLIACEAE	limoncillo	ILEXLI
78	<i>Inga oerstediana</i> Benth. ex Seem.	FABACEAE	Pepeto	INGAOE
79	<i>Inga punctata</i> Willd.	FABACEAE	Pepetillo	INGAPU
80	<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	CONVOLVULACEAE	Siete pellejos	IPOMWO
81	<i>Karwinskia calderonii</i> Standl.	RHAMNACEAE	Güilihuiste	KARWCA
82	<i>Laplacea coriacea</i> L.O. Williams	THEACEAE	Cajeto	LAPLCO
83	<i>Leucaena diversifolia</i> (Schltdl.) Benth.	FABACEAE	Yaje, Guaje	LEUCDI
84	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	ALTINGIACEAE	Liquidámbar	LIQUST
85	<i>Litsea glaucescens</i> Kunth	LAURACEAE	Laurelillo	LITSGL
86	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i> Donn. Sm.	FABACEAE	Chaperno negro	LONCMI
87	<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	FABACEAE	Chaperno	LONCRU
88	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i> Pittier	FABACEAE	Cujito	LONCSA
89	<i>Lonchocarpus schiedeana</i> (Schltdl.) Harms	FABACEAE	Chapernillo	LONCSC
90	<i>Lophosoria quadripinnata</i> (J.F. Gmel.) C. Chr.	DICKSONIACEAE	Helecho	LOPHQU
91	<i>Luehea candida</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Mart.	MALVACEAE	Cabo de hacha	LUEHCA
92	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	MALVACEAE	Cotonrrón	LUEHSP
93	<i>Lysiloma auritum</i> (Schltdl.) Benth.	FABACEAE	Quebracho, Sicahuite	LYSIAU
94	<i>Machaerium pittieri</i> J.F. Macbr.	FABACEAE	Sangre de chucho	MACHPI
95	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	MORACEAE	Mora	MACLTI
96	<i>Magnolia guatemalensis</i> Donn. Sm.	MAGNOLIACEAE	Oriconte	MAGNGU
97	<i>Magnolia</i> sp. nov.	MAGNOLIACEAE	Oriconte	MAGNSP
98	<i>Mangifera indica</i> L.	ANACARDIACEAE	Mango	MANGIN
99	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	PHYLLANTHACEAE	Nixtamal	MARGNO
100	<i>Matayba glaberrima</i> Radlk.	SAPINDACEAE	Zorrillo	MATAGL
101	<i>Matudaea trinervia</i> Lundell	HAMAMELIDACEAE	Ujushte de montaña, ujushte	MATUTR
102	<i>Meliosma dentata</i> (Liebm.) Urb.	SABIACEAE	Alma negra, manzanito, nance	MELIDE
103	<i>Meliosma echeverrii</i> Menjivar, Jenny, G. Ceren & J.F. Morales	SABIACEAE	Alma de chucho	MELIEC
104	<i>Meliosma</i> sp. (hojas sésiles)	SABIACEAE	Alma negra, nance de montaña	MELISP
105	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	MELASTOMATACEAE	Cirín	MICOPR
106	<i>Morella cerifera</i> (L.) Small	MYRICACEAE	Vegetal	MORECE
107	<i>Morella lindeniana</i> (C. DC.) S. Knapp	MYRICACEAE	Arrayán (Guatemala)	MORELI
108	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	PRIMULACEAE	Lengua de Zanate, lengua de cusuco	MYRSCO
109	<i>Myrsine juergensenii</i> (Mez) Ricketson & Pipoly	PRIMULACEAE	Cerezon	MYRSJU
110	<i>Nectandra salvadorensis</i> Lundell	LAURACEAE	Laurel	NECTSA

111	<i>Neea psychotrioides</i> Donn. Sm.	NYCTAGINACEAE		NEEAPS
112	<i>Neea</i> sp. probable nueva	NYCTAGINACEAE	Cafecillo	NEEASP
113	<i>Ocotea botrantha</i> Rohwer	LAURACEAE	Roldán	OCOTBO
114	<i>Ocotea elliptica</i> Kosterm.	LAURACEAE	Laurel	OCOTEL
115	<i>Ocotea helicterifolia</i> (Meisn.) Hemsl.	LAURACEAE	Peludote	OCOTHE
116	<i>Ocotea salvadorensis</i> (Lundell) van der Werff	LAURACEAE	Copalillo	OCOTSA
117	<i>Ocotea subalata</i> Lundell	LAURACEAE	Alma negra	OCOTSU
118	<i>Olmediella betschleriana</i> (Göpp.) Loes.	SALICACEAE	Morro	OLMEBE
119	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	ARALIACEAE	Mano de León de Candela	OREPXA
120	<i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K. Koch	BETULACEAE	Escobillo	OSTRVI
121	<i>Parathesis acuminata</i> Lundell	PRIMULACEAE	Cerezo	PARAAC
122	<i>Parathesis vulgata</i> Lundell	PRIMULACEAE	Cerecito	PARAVU
123	<i>Persea americana</i> Mill.	LAURACEAE	Aguacate	PERSAM
124	<i>Persea americana</i> var. <i>nubigena</i> (L.O. Williams) L.E. Kopp	LAURACEAE	Aguacate, aguacate de mico	PERSAN
125	<i>Persea steyermarkii</i> C.K. Allen	LAURACEAE	Aguacatillo	PERSST
126	<i>Perymenium grande</i> var. <i>grande</i> Hemsl.	ASTERACEAE	Tatascamite	PERYGR
127	<i>Picramnia antidesma</i> Sw.	PICRAMNIACEAE	Ceibillo	PICRAN
128	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> (Sénécl.) W.H.G. Barrett & Golfari	PINACEAE	Pino hondureño	PINUCA
129	<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	PINACEAE	Pino	PINUHA
130	<i>Pinus maximinoi</i> H.E. Moore	PINACEAE	Pino rojizo	PINUMA
131	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schldl.	PINACEAE	Pino ocote, ocote	PINUOO
132	<i>Piscidia grandifolia</i> (Donn. Sm.) I.M. Johnst.	FABACEAE	Zope	PISCGR
133	<i>Platymiscium jejunum</i> Klitgaard	FABACEAE		PLAYJE
134	<i>Podocarpus oleifolius</i> D. Don ex Lamb.)	PODOCARPACEAE	Cipresillo	PODOOL
135	<i>Poeppigia procera</i> C. Presl	FABACEAE	Memble	POEPPR
136	<i>Prunus brachybotrya</i> Zucc.	ROSACEAE	Sapuyulo	PRUNBR
137	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	MALVACEAE	Shilo	PSEUEL
138	<i>Quercus bumelioides</i> Liebm.	FAGACEAE	Encino	QUERBU
139	<i>Quercus cortesii</i> Liebm.	FAGACEAE	Mansingo	QUERCO
140	<i>Quercus elliptica</i> Née	FAGACEAE	Encino	QUEREL
141	<i>Quercus insignis</i> M. Martens & Galeotti	FAGACEAE	Encino	QUERIN
142	<i>Quercus lancifolia</i> Schldl. & Cham.	FAGACEAE	Encino	QUERLA
143	<i>Quercus peduncularis</i> Née	FAGACEAE	Roble negro	QUERPE
144	<i>Quercus purulhana</i> Trel.	FAGACEAE	Encino	QUERPU
145	<i>Quercus segoviensis</i> Liebm.	FAGACEAE	Roble amarillo	QUERSE
146	<i>Quercus tristis</i> Liebm.	FAGACEAE	Roble	QUERTR
147	<i>Quetzalia reynae</i> Lundell	CELASTRACEAE	Pata de palomo, pie de palomo	QUETRE
148	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> var. <i>mesoamericana</i> M.C. Johnst. & L.A. Johnst.	RHAMNACEAE	Duraznillo	RHAMSP
149	<i>Rondeletia amoena</i> (Planch.) Hemsl.	RUBIACEAE	Contigrillo	RONDAM
150	<i>Rondeletia jurgensenii</i> Hemsl.	RUBIACEAE	Tripas de gallina	RONDJU
151	<i>Rondeletia rufescens</i> B.L. Rob.	RUBIACEAE	Papelillo	RONDUR
152	<i>Roupala mexicana</i> K.S. Edwards & Prance	PROTEACEAE	Zorrillo	ROUPME
153	<i>Sapium lateriflorum</i> Hemsl.	EUPHORBIACEAE	Chilamate	SAPILA
154	<i>Saurauia selerorum</i> Buscal.	ACTINIDIACEAE	Llorón	SAURSE

155	<i>Saurauia</i> sp. probable especie nueva	ACTINIDIACEAE	Llorón	SAURSP
156	<i>Saurauia waldheimii</i> Buscal.	ACTINIDIACEAE	Lloroncito	SAURWA
157	<i>Schoepfia schreberi</i> J.F. Gmel.	SCHOEPFIACEAE	Palo de golpe	SCHOSC
158	<i>Senna guatemalensis</i> var. <i>oligantha</i> H.S. Irwin & Barneby	FABACEAE	Frijolillo	SENNGU
159	<i>Simarouba glauca</i> DC.	SIMAROUBACEAE	Aceituno	SIMAGL
160	<i>Spondias mombin</i> L.	ANACARDIACEAE	Jocote jobo	SPONMO
161	<i>Spondias radlkoferi</i> Donn. Sm.	ANACARDIACEAE	Jocoté montés	SPONRA
162	<i>Styrax glabrescens</i> Benth.	STYRACACEAE	Salamo	STYRGL
163	<i>Styrax warscewiczii</i> Perkins	STYRACACEAE	copalillo	STYRWA
164	<i>Swietenia humilis</i> Zucc.	MELIACEAE	Cóbano	SWIEHU
165	<i>Symplocarpon purpusii</i> (Brandege) Kobuski	PENTAPHYLACACEAE	Moralillo	SYMPPU
166	<i>Symplocos culminicola</i> Standl. & Steyerm.	SYMPLOCACEAE	Manzanito	SYMPCU
167	<i>Symplocos hartwegii</i> A. DC.	SYMPLOCACEAE	Palo de Mora, Mora de montaña	SYMPHA
168	<i>Synardisia venosa</i> (Mast.) Lundell	PRIMULACEAE	Cerezo, Cerezo de hoja grande	SYNAVE
169	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	MYRTACEAE	Manzana pectorra	SYZYJA
170	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) A. DC.	BIGNONIACEAE	Mauilishuat	TABERO
171	<i>Ternstroemia tepezapote</i> Schlttdl. & Cham.	PENTAPHYLACACEAE	Trompillo	TERNTE
172	<i>Thouinia acuminata</i> S. Watson	SAPINDACEAE	Huesito	THOUAC
173	<i>Thouinidium decandrum</i> (Bonpl.) Radlk.	SAPINDACEAE	Zorrillo, Pescadillo	THOUDE
174	<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.	MELIACEAE	Barrehorno	TRICHA
175	<i>Trichilia martiana</i> C. DC.	MELIACEAE	Cola de Pava, Cola de Pato	TRICMA
176	<i>Trichospermum grewifolium</i> (A. Rich.) Kosterm.	MALVACEAE	Capulín macho	TRIOGR
177	<i>Turpinia occidentalis</i> (Sw.) G. Don	STAPHYLEACEAE	Sauco	TURPOC
178	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	URTICACEAE	Chichicaste, Chichicaston	URERBA
179	<i>Urera eggersii</i> Hieron.	URTICACEAE	Chichicaste rojo	UREREG
180	<i>Viburnum hartwegii</i> Benth.	ADOXACEAE	Quina	VIBUHA
181	<i>Ximenia americana</i> L.	OLACACEAE	Pepenance	XIMEAM
182	<i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	SALICACEAE	Aguja de Arra	XYLOFL
183	<i>Zanthoxylum anodynum</i> Ant. Molina	RUTACEAE	Matapescado	ZANTAN
184	<i>Zanthoxylum kellermanii</i> P. Wilson	RUTACEAE	Teta	ZANTKE
185	<i>Zanthoxylum melanostictum</i> Schlttdl. & Cham.	RUTACEAE	Ceibilla	ZANTME
186	<i>Zinowiewia cuneifolia</i> Lundell	CELASTRACEAE	Culebro, Laurelillo	ZINOCU

*Anexo 4. Familias, géneros, especies y cantidad de individuos por tipos de bosques con sus respectivos totales en el Parque Nacional Montecristo.*

<b>BOSQUE</b>	<b>No. FAMILIAS</b>	<b>FAMILIAS</b>	<b>GÉNEROS</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>INDIVIDUOS</b>
SECO	1	FABACEAE	15	17	99
SECO	2	MALVACEAE	6	9	85
SECO	3	SAPINDACEAE	4	4	10
SECO	4	BORAGINACEAE	1	4	43
SECO	5	MELIACEAE	3	3	8
SECO	6	URTICACEAE	2	3	9
SECO	7	SALICACEAE	2	2	2
SECO	8	RUBIACEAE	2	2	5
SECO	9	NYCTAGINACEAE	2	2	2
SECO	10	MORACEAE	2	2	3
SECO	11	ANACARDIACEAE	2	2	6
SECO	12	PINACEAE	1	2	28
SECO	13	SIMAROUBACEAE	1	1	3
SECO	14	SCHOEPFIACEAE	1	1	1
SECO	15	RUTACEAE	1	1	6
SECO	16	RHAMNACEAE	1	1	16
SECO	17	PICRAMNIACEAE	1	1	10
SECO	18	PHYLLANTHACEAE	1	1	1
SECO	19	OLACACEAE	1	1	4
SECO	20	MYRTACEAE	1	1	3
SECO	21	MALPIGHIACEAE	1	1	2
SECO	22	HERNANDIACEAE	1	1	3
SECO	23	FAGACEAE	1	1	1
SECO	24	DILLIENIACEAE	1	1	7
SECO	25	CONVOLVULACEAE	1	1	4
SECO	26	CLUSIACEAE	1	1	1
SECO	27	BURSERACEAE	1	1	14
SECO	28	BIXACEAE	1	1	3
SECO	29	APOCYNACEAE	1	1	4
	<b>TOTALES</b>	<b>29</b>	<b>59</b>	<b>69</b>	<b>383</b>
<b>BOSQUE</b>	<b>No. FAMILIAS</b>	<b>FAMILIAS</b>	<b>GÉNEROS</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>INDIVIDUOS</b>
MIXTO ALTO	1	FABACEAE	6	7	20
MIXTO ALTO	2	FAGACEAE	1	6	122
MIXTO ALTO	3	LAURACEAE	4	4	32
MIXTO ALTO	4	RUBIACEAE	3	3	13
MIXTO ALTO	5	PENTAPHYLACACEAE	3	3	11

MIXTO ALTO	6	MYRTACEAE	2	3	81
MIXTO ALTO	7	PINACEAE	1	3	100
MIXTO ALTO	8	ACTINIDIACEAE	1	3	21
MIXTO ALTO	9	SALICACEAE	2	2	28
MIXTO ALTO	10	PRIMULACEAE	2	2	33
MIXTO ALTO	11	ASTERACEAE	2	2	18
MIXTO ALTO	12	ARALIACEAE	2	2	46
MIXTO ALTO	13	MYRICACEAE	1	2	3
MIXTO ALTO	14	MALVACEAE	1	2	3
MIXTO ALTO	15	VERBENACEAE	1	1	14
MIXTO ALTO	16	URTICACEAE	1	1	3
MIXTO ALTO	17	SYMPLOCACEAE	1	1	2
MIXTO ALTO	18	STAPHYLEACEAE	1	1	2
MIXTO ALTO	19	SABIACEAE	1	1	6
MIXTO ALTO	20	RUTACEAE	1	1	2
MIXTO ALTO	21	RHAMNACEAE	1	1	12
MIXTO ALTO	22	PROTEACEAE	1	1	31
MIXTO ALTO	23	ONAGRACEAE	1	1	2
MIXTO ALTO	24	NYCTAGINACEAE	1	1	1
MIXTO ALTO	25	MELIACEAE	1	1	1
MIXTO ALTO	26	MALPIGHIACEAE	1	1	7
MIXTO ALTO	27	HAMAMELIDACEAE	1	1	1
MIXTO ALTO	28	ERICACEAE	1	1	22
MIXTO ALTO	29	DILLIENIACEAE	1	1	3
MIXTO ALTO	30	CUPRESSACEAE	1	1	114
MIXTO ALTO	31	CORNACEAE	1	1	5
MIXTO ALTO	32	CLUSIACEAE	1	1	2
MIXTO ALTO	33	CLETHRACEAE	1	1	11
MIXTO ALTO	34	CELASTRACEAE	1	1	8
MIXTO ALTO	35	BORAGINACEAE	1	1	3
MIXTO ALTO	36	BETULACEAE	1	1	28
MIXTO ALTO	37	APOCYNACEAE	1	1	2
MIXTO ALTO	38	ANNONACEAE	1	1	6
MIXTO ALTO	39	ANACARDIACEAE	1	1	1
MIXTO ALTO	40	ADOXACEAE	1	1	18
	<b>TOTALES</b>	<b>40</b>	<b>57</b>	<b>70</b>	<b>838</b>
<b>BOSQUE</b>	<b>No. FAMILIAS</b>	<b>FAMILIAS</b>	<b>GÉNEROS</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>INDIVIDUOS</b>
NUBLADO	1	LAURACEAE	5	10	85
NUBLADO	2	PRIMULACEAE	4	5	41
NUBLADO	3	PENTAPHYLACACEAE	4	4	33

NUBLADO	4	FAGACEAE	1	4	35
NUBLADO	5	MYRTACEAE	2	3	19
NUBLADO	6	ARALIACEAE	2	3	22
NUBLADO	7	SABIACEAE	1	3	32
NUBLADO	8	THEACEAE	2	2	8
NUBLADO	9	RUBIACEAE	2	2	6
NUBLADO	10	DICKSONIACEAE	2	2	17
NUBLADO	11	CELASTRACEAE	2	2	11
NUBLADO	12	SYMPLOCACEAE	1	2	18
NUBLADO	13	STYRACACEAE	1	2	10
NUBLADO	14	MELIACEAE	1	2	9
NUBLADO	15	MAGNOLIACEAE	1	2	7
NUBLADO	16	ACTINIDIACEAE	1	2	2
NUBLADO	17	VERBENACEAE	1	1	2
NUBLADO	18	THYMELAEACEAE	1	1	4
NUBLADO	19	SALICACEAE	1	1	3
NUBLADO	20	RUTACEAE	1	1	10
NUBLADO	21	ROSACEAE	1	1	8
NUBLADO	22	PODOCARPACEAE	1	1	6
NUBLADO	23	PINACEAE	1	1	1
NUBLADO	24	PICRAMNIACEAE	1	1	2
NUBLADO	25	NYCTAGINACEAE	1	1	3
NUBLADO	26	MELASTOMATACEAE	1	1	2
NUBLADO	27	HAMAMELIDACEAE	1	1	1
NUBLADO	28	FABACEAE	1	1	1
NUBLADO	29	EUPHORBIACEAE	1	1	1
NUBLADO	30	CYATHEACEAE	1	1	10
NUBLADO	31	CORNACEAE	1	1	7
NUBLADO	32	CLUSIACEAE	1	1	11
NUBLADO	33	CLETHRACEAE	1	1	3
NUBLADO	34	CHLORANTHACEAE	1	1	26
NUBLADO	35	AQUIFOLIACEAE	1	1	2
	<b>TOTALES</b>		<b>51</b>	<b>69</b>	<b>458</b>
<b>BOSQUE</b>	<b>No. FAMILIAS</b>	<b>FAMILIAS</b>	<b>GÉNEROS</b>	<b>ESPECIES</b>	<b>INDIVIDUOS</b>
PINO ENCINO	1	FABACEAE	9	11	22
PINO ENCINO	2	FAGACEAE	1	7	229
PINO ENCINO	3	MALVACEAE	4	5	13
PINO ENCINO	4	SAPINDACEAE	2	2	2
PINO ENCINO	5	MELIACEAE	2	2	5
PINO ENCINO	6	LAURACEAE	2	2	8

PINO ENCINO	7	PINACEAE	1	2	276	
PINO ENCINO	8	VERBENACEAE	1	1	4	
PINO ENCINO	9	SALICACEAE	1	1	5	
PINO ENCINO	10	RUTACEAE	1	1	1	
PINO ENCINO	11	RUBIACEAE	1	1	5	
PINO ENCINO	12	PRIMULACEAE	1	1	3	
PINO ENCINO	13	PENTAPHYLACACEAE	1	1	47	
PINO ENCINO	14	ONAGRACEAE	1	1	3	
PINO ENCINO	15	MYRTACEAE	1	1	13	
PINO ENCINO	16	MALPIGHIACEAE	1	1	13	
PINO ENCINO	17	LAMIACEAE	1	1	2	
PINO ENCINO	18	CLUSIACEAE	1	1	1	
PINO ENCINO	19	CELASTRACEAE	1	1	2	
PINO ENCINO	20	BIGNONIACEAE	1	1	1	
PINO ENCINO	21	BETULACEAE	1	1	3	
PINO ENCINO	22	ASTERACEAE	1	1	8	
PINO ENCINO	23	APOCYNACEAE	1	1	1	
PINO ENCINO	24	ANNONACEAE	1	1	10	
PINO ENCINO	25	ANACARDIACEAE	1	1	1	
PINO ENCINO	26	ALTINGIACEAE	1	1	4	
	<b>TOTALES</b>		<b>26</b>	<b>40</b>	<b>50</b>	<b>682</b>
<b>TOTALES PARA EL ESTUDIO</b>			<b>66</b>	<b>128</b>	<b>186</b>	<b>2,361</b>

Anexo 5. Diez especies con IVI más altos por tipos de bosques con sus valores de abundancia, dominancia y frecuencia.

No.	TIPO DE BOSQUE	NOMBRE CIENTÍFICO	A	D	F	AR	DR	FR	Suma IVI	% IVI
1	SECO	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	27,1429	4,4997	8	4,9608	22,841	3,9801	31,782	<b>10,59</b>
2	SECO	<i>Guazuma ulmifolia</i>	87,1429	1,7397	14	15,9269	8,831	6,9652	31,723	<b>10,57</b>
3	SECO	<i>Cordia alliodora</i>	54,2857	1,0751	13	9,9217	5,4575	6,4677	21,8469	<b>7,28</b>
4	SECO	<i>Gliricidia sepium</i>	48,5714	1,1797	14	8,8773	5,9884	6,9652	21,8308	<b>7,28</b>
5	SECO	<i>Pinus caribaea</i>	27,1429	1,8051	7	4,9608	9,1631	3,4826	17,6065	<b>5,87</b>
6	SECO	<i>Pinus oocarpa</i>	12,8571	1,2183	5	2,3499	6,1841	2,4876	11,0216	<b>3,67</b>
7	SECO	<i>Bursera simaruba</i>	20	0,6187	8	3,6554	3,1407	3,9801	10,7761	<b>3,59</b>
8	SECO	<i>Luehea speciosa</i>	15,7143	0,6969	6	2,8721	3,5373	2,9851	9,3945	<b>3,13</b>

9	SECO	<i>Karwinskia calderonii</i>	22,8571	0,3347	7	4,1775	1,699	3,4826	9,3592	<b>3,12</b>
10	SECO	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	14,2857	0,3719	5	2,611	1,8876	2,4876	6,9861	<b>2,33</b>
1	MIXTO ALTO	<i>Cupressus lusitanica</i>	76	11,7874	16	13,6038	29,4544	5,8394	48,8976	<b>16,3</b>
2	MIXTO ALTO	<i>Pinus maximinoi</i>	28,6667	6,4563	16	5,1313	16,1329	5,8394	27,1036	<b>9,03</b>
3	MIXTO ALTO	<i>Pinus oocarpa</i>	24	3,947	16	4,2959	9,8628	5,8394	19,9981	<b>6,67</b>
4	MIXTO ALTO	<i>Quercus peduncularis</i>	26,6667	3,0769	7	4,7733	7,6886	2,5547	15,0167	<b>5,01</b>
5	MIXTO ALTO	<i>Quercus lancifolia</i>	20,6667	2,9517	9	3,6993	7,3756	3,2847	14,3596	<b>4,79</b>
6	MIXTO ALTO	<i>Syzygium jambos</i>	43,3333	1,2765	4	7,7566	3,1896	1,4599	12,4061	<b>4,14</b>
7	MIXTO ALTO	<i>Quercus elliptica</i>	20,6667	0,5113	10	3,6993	1,2777	3,6496	8,6266	<b>2,88</b>
8	MIXTO ALTO	<i>Oreopanax xalapensis</i>	24,6667	0,6381	7	4,4153	1,5946	2,5547	8,5646	<b>2,85</b>
9	MIXTO ALTO	<i>Ostrya virginiana</i>	18,6667	0,3037	10	3,3413	0,7588	3,6496	7,7497	<b>2,58</b>
10	MIXTO ALTO	<i>Myrsine coriacea</i>	16,6667	0,2961	9	2,9833	0,74	3,2847	7,0079	<b>2,34</b>
1	NUBLADO	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	54,2857	6,3634	15	8,2969	10,2561	6,0976	24,6506	<b>8,22</b>
2	NUBLADO	<i>Quercus bumelioides</i>	18,5714	9,981	9	2,8384	16,0867	3,6585	22,5836	<b>7,53</b>
3	NUBLADO	<i>Quercus lancifolia</i>	28,5714	5,393	10	4,3668	8,6921	4,065	17,1239	<b>5,71</b>
4	NUBLADO	<i>Dendropanax arboreus</i>	28,5714	5,1091	10	4,3668	8,2346	4,065	16,6664	<b>5,56</b>
5	NUBLADO	<i>Persea steyermarkii</i>	28,5714	2,5427	11	4,3668	4,0982	4,4715	12,9365	<b>4,31</b>
6	NUBLADO	<i>Meliosma dentata</i>	32,8571	2,0567	9	5,0218	3,3149	3,6585	11,9952	<b>4</b>
7	NUBLADO	<i>Symplococarpon purpusii</i>	32,8571	1,092	10	5,0218	1,76	4,065	10,8469	<b>3,62</b>
8	NUBLADO	<i>Parathesis acuminata</i>	32,8571	1,1669	9	5,0218	1,8807	3,6585	10,561	<b>3,52</b>
9	NUBLADO	<i>Hedyosmum mexicanum</i>	37,1429	0,8344	8	5,6769	1,3449	3,252	10,2738	<b>3,42</b>
10	NUBLADO	<i>Ocotea subalata</i>	12,8571	3,6157	5	1,9651	5,8276	2,0325	9,8251	<b>3,28</b>
1	PINO ENCINO	<i>Pinus oocarpa</i>	250	23,0875	39	40,3226	65,3336	21,0811	126,7372	<b>42,25</b>

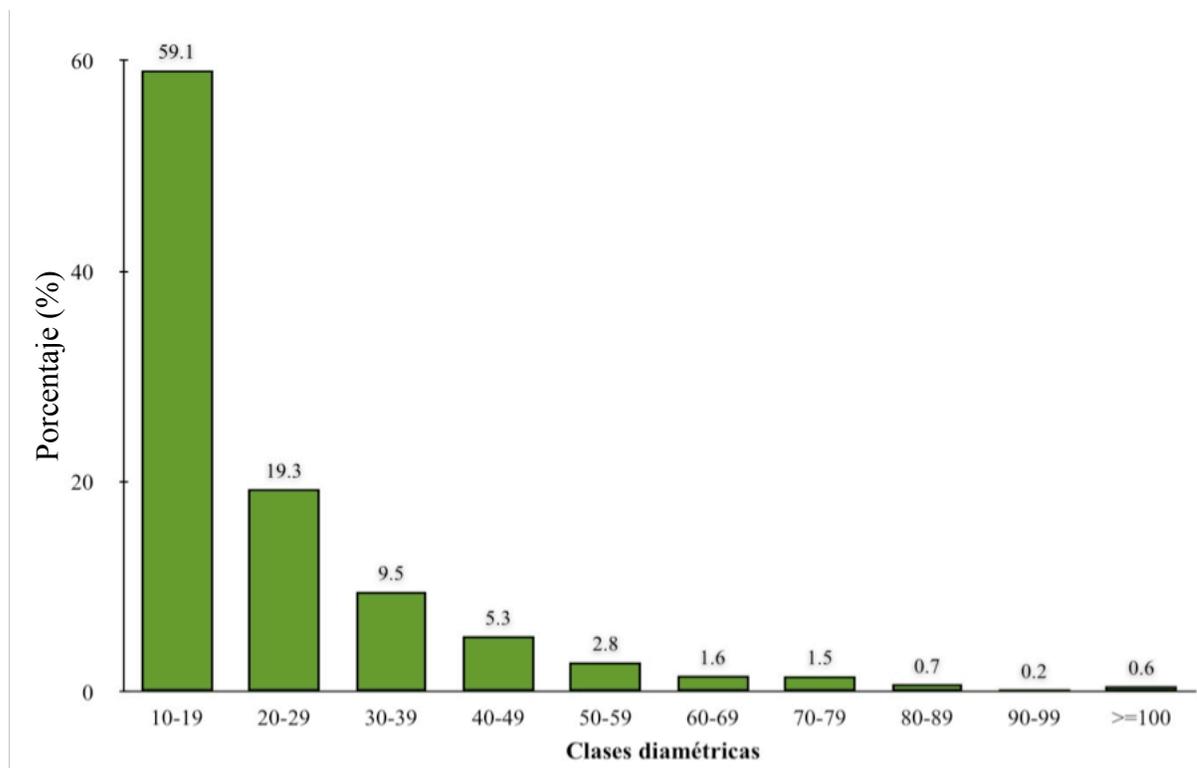
2	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Quercus segoviensis</i>	127,272 7	6,419	23	20,5279	18,1647	12,4324	51,125	<b>17,04</b>
3	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Quercus elliptica</i>	58,1818	0,9995	20	9,3842	2,8285	10,8108	23,0235	<b>7,67</b>
4	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Ternstroemia tepezapote</i>	42,7273	0,5432	8	6,8915	1,5371	4,3243	12,7529	<b>4,25</b>
5	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Quercus purulhana</i>	11,8182	0,7329	5	1,9062	2,074	2,7027	6,6829	<b>2,23</b>
6	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Byrsonima crassifolia</i>	11,8182	0,1521	8	1,9062	0,4304	4,3243	6,6609	<b>2,22</b>
7	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Perymenium grande</i>	7,2727	0,2267	6	1,173	0,6416	3,2432	5,0579	<b>1,69</b>
8	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Syzygium jambos</i>	11,8182	0,1944	4	1,9062	0,55	2,1622	4,6183	<b>1,54</b>
9	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Heliocarpus mexicanus</i>	6,3636	0,4646	3	1,0264	1,3148	1,6216	3,9629	<b>1,32</b>
10	<b>PINO ENCINO</b>	<i>Annona cherimola</i>	9,0909	0,1317	3	1,4663	0,3728	1,6216	3,4607	<b>1,15</b>

Anexo 6. Cinco especies con IVI más altos por parcelas en los cuatro tipos de bosques del Parque Nacional Montecristo, relevancia y presencia en las parcelas con el dato promedio de IVI por parcela.

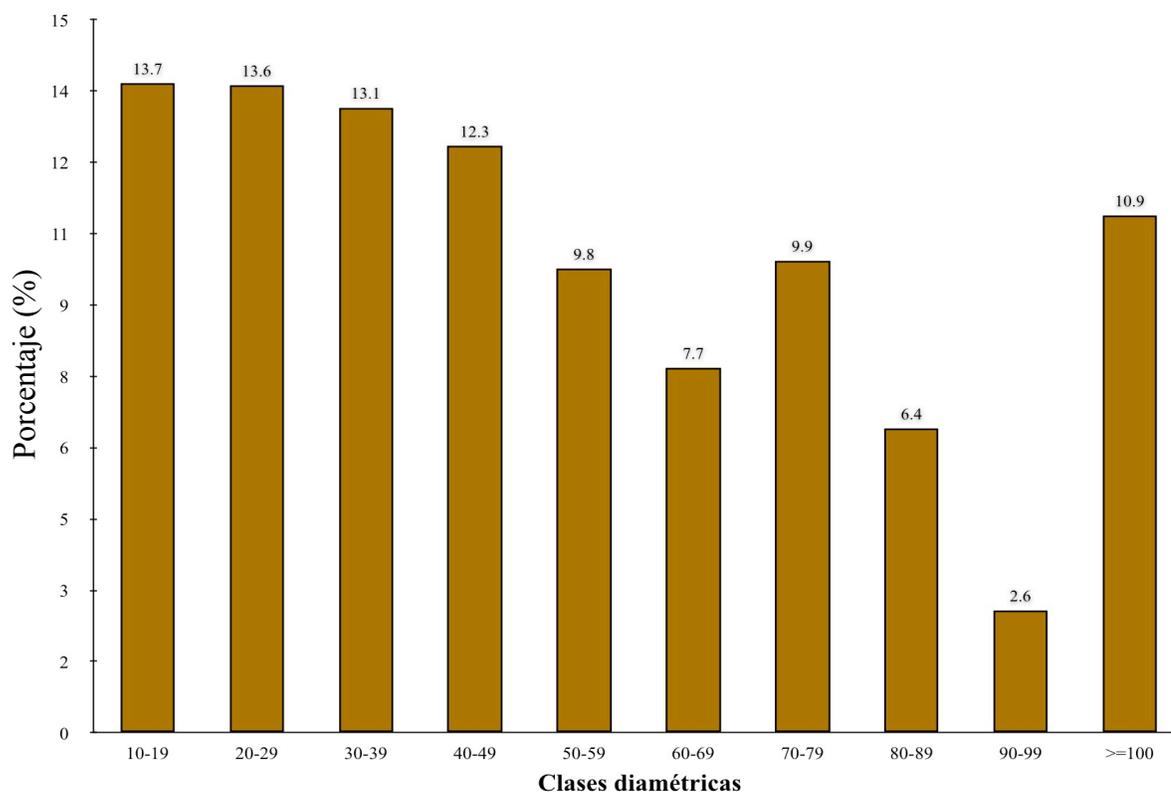
<b>TIPO DE BOSQUE</b>	<b>ESPECIE</b>	<b>RELEVANCIA</b>	<b>PRESENCIA EN PARCELAS</b>	<b>IVI Promedio</b>
SECO	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	1	3	19,4
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	2	6	12,2
	<i>Cordia alliodora</i>	3	6	8,6
	<i>Gliricidia sepium</i>	4	4	13,8
	<i>Pinus caribaea</i>	5	4	9,4
MIXTO ALTO	<i>Cupressus lusitanica</i>	1	5	50,5
	<i>Pinus maximinoi</i>	2	6	22,0
	<i>Pinus oocarpa</i>	3	9	10,9
	<i>Quercus peduncularis</i>	4	3	21,6
	<i>Quercus lancifolia</i>	5	3	20,5
NUBLADO	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	1	6	10,0
	<i>Quercus bumelioides</i>	2	5	10,3

	<i>Quercus lancifolia</i>	3	3	11,8
	<i>Dendropanax arboreus</i>	4	5	9,6
	<i>Persea steyermarkii</i>	5	5	7,4
PINO ENCINO	<i>Pinus oocarpa</i>	1	11	42,8
	<i>Quercus segoviensis</i>	2	7	29,3
	<i>Quercus elliptica</i>	3	7	14,2
	<i>Ternstroemia tepezapote</i>	4	2	14,1
	<i>Quercus purulhana</i>	5	2	17,3

Anexo 7. Número total de individuos por clase diamétrica y su porcentaje en las 40 parcelas de 0.10 ha de los cuatro bosques identificados en el Parque Nacional Montecristo.



Anexo 8. Área basal por clase diamétrica y su porcentaje en las 40 parcelas de 0.10 ha de los cuatro bosques identificados en el Parque Nacional Montecristo.



Anexo 9. Tipos de bosques, clases diamétricas con mayor cantidad de individuos por hectárea y área basal para el Parque Nacional Montecristo.

TIPO DE BOSQUE	Clase diamétrica (cm)	Individuos/ha	Clase diamétrica (cm)	Área Basal/m <sup>2</sup> /ha
SECO	10-19	381.1	10-19	5.89
	20-29	108.2	20-29	4.99
	30-39	38.4	30-39	3.3
MIXTO ALTO	10-19	314.2	40-49	5.88
	20-29	98.9	30-39	5.48
	30-39	60.1	50-59	4.75
NUBLADO	10-19	341.6	>=100	10.54
	20-29	134.1	70-79	9.87
	30-39	53.9	20-29	6.3
PINO ENCINO	10-19	358.2	30-39	6.9
	20-29	114.4	40-49	6.5
	30-39	72.7	10-19	5.5

Anexo 10. Lista de las 63 especies dominantes para Parque Nacional Montecristo, con sus respectivos valores de densidad de madera y categoría de altura máxima y nombre común.

NO.	FAMILIA	ESPECIE	DM*	HMAX*	NOMBRE COMÚN
1	ACTINIDIACEAE	<i>Saurauia sp.</i>	0.50	2	Llorón
2	ACTINIDIACEAE	<i>Saurauia waldheimii</i> Buscal.	0.50	2	Lloroncito
3	ADOXACEAE	<i>Viburnum hartwegii</i> Benth.	0.54	2	Quina
4	ANACARDIACEAE	<i>Spondias radlkoferi</i> Donn. Sm.	0.31	2	Jocote montés
5	APOCYNACEAE	<i>Alstonia longifolia</i> (A. DC.) Pichon	0.65	2	Chilindrón, 3 puntas
6	ARALIACEAE	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	0.42	3	Mano de León
7	ARALIACEAE	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch.	0.51	2	Mano de León de Candela
8	ASTERACEAE	<i>Perymenium grande</i> var. <i>grande</i> Hemsl.	0.95	2	Tatascamite
9	BIXACEAE	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	0.22	2	Tecomasuche
10	BURSERACEAE	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	0.31	3	Jiote, indio desnudo
11	CHLORANTHACEAE	<i>Hedyosmum mexicanum</i> C. Cordem.	0.45	2	Taba de jolote
12	CLETHRACEAE	<i>Clethra mexicana</i> DC.	0.55	2	Nance macho
13	CLUSIACEAE	<i>Clusia guatemalensis</i> Hemsl.	0.66	2	Mangle
14	CLUSIACEAE	<i>Clusia salvinii</i> Donn. Sm.	0.66	2	Hoja de cuete
15	CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	0.44	2	Siete pellejos
16	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	0.43	4	Ciprés
17	FABACEAE	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	0.56	3	Polvo de Queso
18	FABACEAE	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	0.85	2	Guaje, Quebracho
19	FABACEAE	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	0.42	4	Conacaste
20	FABACEAE	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	0.65	2	Madrecacao
21	FABACEAE	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i> Donn. Sm.	0.78	2	Chaperno negro
22	FABACEAE	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i> Pittier	0.75	2	Cujito
23	FABACEAE	<i>Lonchocarpus schiedeanus</i> (Schltdl.) Harms	0.75	2	Chapernillo
24	FABACEAE	<i>Lysiloma auritum</i> (Schltdl.) Benth.	0.77	2	Quebracho, Sicaquite
25	FABACEAE	<i>Piscidia grandifolia</i> (Donn. Sm.) I.M. Johnst.	0.79	3	Zope
26	FAGACEAE	<i>Quercus bumelioides</i> Liebm.	0.71	4	Encino
27	FAGACEAE	<i>Quercus elliptica</i> Née	0.68	2	Encino
28	FAGACEAE	<i>Quercus lancifolia</i> Schltdl. & Cham.	0.68	2	Encino
29	FAGACEAE	<i>Quercus purulhana</i> Trel.	0.68	2	Encino

30	FAGACEAE	<i>Quercus segoviensis</i> Liebm.	0.68	3	Roble amarillo
31	FAGACEAE	<i>Quercus tristis</i> Liebm.	0.68	2	Roble
32	HERNANDIACEAE	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i> Domin	0.28	2	Volador
33	LAURACEAE	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	0.43	2	Canela
34	LAURACEAE	<i>Litsea glaucescens</i> Kunth	0.59	2	Laurelillo
35	LAURACEAE	<i>Ocotea salvadorensis</i> (Lundell) van der Werff	0.52	2	Copalillo
36	LAURACEAE	<i>Ocotea subalata</i> Lundell	0.52	2	Alma negra
37	LAURACEAE	<i>Persea americana</i> Mill.	0.55	3	Aguacate
38	LAURACEAE	<i>Persea steyermarkii</i> C.K. Allen	0.50	3	Aguacatillo
39	MALVACEAE	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	0.12	2	Peine de mico
40	MALVACEAE	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0.53	2	Caulote, Tapaculo, Guácimo
41	MALVACEAE	<i>Heliocarpus mexicanus</i> (Turcz.) Sprague	0.45	2	Mozotón, Alagüe, Calagüe
42	MALVACEAE	<i>Luehea candida</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Mart.	0.91	2	Cabo de hacha
43	MALVACEAE	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	0.57	2	Cotonrón
44	MELIACEAE	<i>Trichilia martiana</i> C. DC.	0.64	2	Cola de Pava, Cola de Pato
45	MYRTACEAE	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	0.64	2	Manzana pectorra
46	PENTAPHYLACACEAE	<i>Symplocarpon purpusii</i> (Brandege) Kobuski	0.60	4	Moralillo
47	PICRAMNIACEAE	<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	0.56	2	Plumajillo
48	PINACEAE	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> (Sénécl.) W.H.G. Barrett & Golfari	0.58	3	Pino hondureño
49	PINACEAE	<i>Pinus maximinoi</i> H.E. Moore	0.53	4	Pino rojizo
50	PINACEAE	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schtdl.	0.57	3	Pino
51	PRIMULACEAE	<i>Myrsine juergensenii</i> (Mez) Ricketson & Pipoly	0.63	2	Cerezón
52	PROTEACEAE	<i>Roupala mexicana</i> K.S. Edwards & Prance	0.83	2	Zorrillo
53	RHAMNACEAE	<i>Karwinskia calderonii</i> Standl.	0.71	2	Güilhuiste
54	ROSACEAE	<i>Prunus brachybotrya</i> Zucc.	0.79	3	Sapuyulo
55	RUTACEAE	<i>Zanthoxylum kellermanii</i> P. Wilson	0.62	3	Ceibillo
56	SABIACEAE	<i>Meliosma dentata</i> (Liebm.) Urb.	0.57	2	Alma negra, Manzanito, nance
57	SABIACEAE	<i>Meliosma echeverriae</i> Menjívar, Jenny, G. Ceren & J.F. Morales	0.48	2	Alma de chucho
58	SALICACEAE	<i>Olmediella betschleriana</i> (Göpp.) Loes.	0.66	2	Morro

59	SAPINDACEAE	<i>Matayba glaberrima</i> Radlk.	0.77	2	Zorrillo
60	STYRACACEAE	<i>Styrax glabrescens</i> Benth.	0.53	2	Salamo
61	STYRACACEAE	<i>Styrax warscewiczii</i> Perkins	0.53	2	Copalillo
62	SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos hartwegii</i> A. DC.	0.65	4	Palo de Mora, Mora de montaña
63	THEACEAE	<i>Laplacea coriacea</i> L.O. Williams	0.60	3	Cajeto

\* En la densidad de la madera se consultó de una a cinco fuentes bibliográficas por especie y para asignar la categoría de altura máxima aparte de las fuentes bibliográficas se valió información para algunas especies en el campo.

*Anexo 11. Especies dominantes clasificadas por los tres tipos de bosques en el Parque Nacional Montecristo.*

No.	TIPO DE BOSQUE	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
1	SECO	ANACARDIACEAE	<i>Spondias radlkoferi</i>	Jocoté montés
2	SECO/MIXTO	APOCYNACEAE	<i>Alstonia longifolia</i>	Tres puntas, Chilindrón
3	SECO	BIXACEAE	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Tecomasuche
4	SECO	BURSERACEAE	<i>Bursera simaruba</i>	Jiote
5	SECO/MIXTO	CLUSIACEAE	<i>Clusia guatemalensis</i>	Mangle
6	SECO	CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea wolcottiana</i>	Siete pellejos
7	SECO/MIXTO	FABACEAE	<i>Lysiloma auritum</i>	Quebracho, Sicahuite
8	SECO/MIXTO	FABACEAE	<i>Lonchocarpus schiedeanus</i>	Chapernillo
9	SECO	FABACEAE	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	Cujito
10	SECO	FABACEAE	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno negro
11	SECO	FABACEAE	<i>Gliricidia sepium</i>	Madrecacao
12	SECO	FABACEAE	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Conacaste
13	SECO	FABACEAE	<i>Albizia niopoides</i>	Polvo de Queso
14	SECO/MIXTO	FAGACEAE	<i>Quercus elliptica</i>	Encino
15	SECO	HERNANDIACEAE	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i>	Volador
16	SECO	MALVACEAE	<i>Luehea speciosa</i>	Cotonrrón
17	SECO/MIXTO	MALVACEAE	<i>Luehea candida</i>	Cabo de hacha
18	SECO/MIXTO	MALVACEAE	<i>Heliocarpus mexicanus</i>	Mozotón, Alagüe, Calagüe
19	SECO	MALVACEAE	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Caulote, Tapaculo, Guácimo
20	SECO	MALVACEAE	<i>Apeiba tibourbou</i>	Peine de mico
21	SECO	MELIACEAE	<i>Trichilia martiana</i>	Cola de Pava, Cola de Pato
22	SECO	PICRAMNIACEAE	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	Plumajillo
23	SECO/MIXTO	PINACEAE	<i>Pinus oocarpa</i>	Pino ocote, ocote
24	SECO/MIXTO	PINACEAE	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	Pino hondureño

25	SECO	RHAMNACEAE	<i>Karwinskia calderonii</i>	Güilihuiste
26	SECO/MIXTO	RUTACEAE	<i>Zanthoxylum kellermanii</i>	Teta
27	SECO/MIXTO	SAPINDACEAE	<i>Matayba glaberrima</i>	Zorrillo
28	MIXTO/NUBLADO	ACTINIDIACEAE	<i>Saurauia waldheimii</i>	Lloroncito
29	MIXTO/NUBLADO	ACTINIDIACEAE	<i>Saurauia sp.</i>	Llorón
30	MIXTO	ADOXACEAE	<i>Viburnum hartwegii</i>	Quina
31	MIXTO/NUBLADO	ARALIACEAE	<i>Oreopanax xalapensis</i>	Mano de León de Candela
32	MIXTO/NUBLADO	ARALIACEAE	<i>Dendropanax arboreus</i>	Mano de León
33	MIXTO	ASTERACEAE	<i>Perymenium grande</i> var. <i>grande</i>	Tatascamite
34	MIXTO	CLETHRACEAE	<i>Clethra mexicana</i>	Nance macho
35	MIXTO/NUBLADO	CLUSIACEAE	<i>Clusia salvinii</i>	Hoja de cuete
36	MIXTO	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus lusitanica</i>	Ciprés
37	MIXTO	FABACEAE	<i>Piscidia grandifolia</i>	Zope
38	MIXTO	FAGACEAE	<i>Quercus tristis</i>	Roble
39	MIXTO	FAGACEAE	<i>Quercus segoviensis</i>	Roble amarillo
40	MIXTO	FAGACEAE	<i>Quercus purulhana</i>	Encino
41	MIXTO/NUBLADO	FAGACEAE	<i>Quercus lancifolia</i>	Encino
42	MIXTO/NUBLADO	LAURACEAE	<i>Persea americana</i>	Aguacate
43	MIXTO/NUBLADO	LAURACEAE	<i>Litsea glaucescens</i>	Laurelillo
44	MIXTO/NUBLADO	LAURACEAE	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	Canela
45	MIXTO	MYRTACEAE	<i>Syzygium jambos</i>	Manzana pedorra
46	MIXTO/NUBLADO	PENTAPHYLACACEAE	<i>Symplocarpon purpusii</i>	Moralillo
47	MIXTO	PINACEAE	<i>Pinus maximinoi</i>	Pino rojizo
48	MIXTO	PROTEACEAE	<i>Roupala mexicana</i>	Zorrillo
49	MIXTO/NUBLADO	SABIACEAE	<i>Meliosma echeverriae</i>	Alma de chucho
50	MIXTO/NUBLADO	SALICACEAE	<i>Olmediella betschleriana</i>	Morro
51	MIXTO/NUBLADO	SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos hartwegii</i>	Palo de Mora, Mora de montaña
52	NUBLADO	CHLORANTHACEAE	<i>Hedyosmum mexicanum</i>	Taba de jolote
53	NUBLADO	FABACEAE	<i>Cojoba arborea</i>	Guaje, Quebracho
54	NUBLADO	FAGACEAE	<i>Quercus bumelioides</i>	Encino
55	NUBLADO	LAURACEAE	<i>Persea steyermarkii</i>	Aguacatillo
56	NUBLADO	LAURACEAE	<i>Ocotea subalata</i>	Alma negra
57	NUBLADO	LAURACEAE	<i>Ocotea salvadorensis</i>	Copalillo
58	NUBLADO	PRIMULACEAE	<i>Myrsine juergensenii</i>	Cerezón
59	NUBLADO	ROSACEAE	<i>Prunus brachybotrya</i>	Sapuyulo
60	NUBLADO	SABIACEAE	<i>Meliosma dentata</i>	Alma negra, Manzanito, Nance
61	NUBLADO	STYRACACEAE	<i>Styrax warscewiczii</i>	Copalillo
62	NUBLADO	STYRACACEAE	<i>Styrax glabrescens</i>	Salamo
63	NUBLADO	THEACEAE	<i>Laplacea coriacea</i>	Cajeto

Anexo 12. Especies dominantes clasificadas por mayor DM en los tres tipos de bosque con categorías y estratos arbóreos (Alturas máximas) en el Parque Nacional Montecristo.

TIPO DE BOSQUE	ESPECIE	DM	CATEGORÍA	ESTRATO	CATEGORÍA
SECO	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	0.78	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	0.75	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Karwinskia calderonii</i>	0.71	Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Gliricidia sepium</i>	0.65	Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Trichilia martiana</i>	0.64	Alta	Arbóreo Medio	2
MIXTO/SECO	<i>Perymenium grande</i> var. <i>grande</i>	0.95	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Luehea candida</i>	0.91	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Roupala mexicana</i>	0.83	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Piscidia grandifolia</i>	0.79	Muy Alta	Arbóreo Superior	3
	<i>Matayba glaberrima</i>	0.77	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
NUBLADO	<i>Cojoba arborea</i>	0.85	Muy Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Prunus brachybotrya</i>	0.79	Muy Alta	Arbóreo Superior	3
	<i>Quercus bumelioides</i>	0.71	Alta	Emergente	4
	<i>Quercus lancifolia</i>	0.68	Alta	Arbóreo Medio	2
	<i>Clusia salvinii</i>	0.66	Alta	Arbóreo Medio	2

Anexo 13. Especies dominantes clasificadas en los cinco tipos funcionales de plantas (TFPs), tipos de bosque en donde se encuentran, estrato de altura y categoría densidad de madera en el Parque Nacional Montecristo.

No.	NOMBRE CIENTÍFICO	FEN.	TFP	TIPO DE BOSQUE	CAT.	ESTRATO	DM	CAT.
1	<i>Cupressus lusitanica</i>	P	1	mixto	4	Emergente	0.43	Mediana
2	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	C	1	seco	4	Emergente	0.42	Mediana
3	<i>Pinus maximinoi</i>	P	1	mixto	4	Emergente	0.53	Mediana
4	<i>Quercus bumelioides</i>	C	1	nublado	4	Emergente	0.71	Alta
5	<i>Symplocarpon purpusii</i>	P	1	mixto/ nublado	4	Emergente	0.6	Alta
6	<i>Symplocos hartwegii</i>	P	1	mixto/ nublado	4	Emergente	0.65	Alta
7	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	C	2	seco	2	Arbóreo Medio	0.56	Mediana
8	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	P	2	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.43	Mediana
9	<i>Clethra mexicana</i>	C	2	mixto	2	Arbóreo Medio	0.55	Mediana
10	<i>Guazuma ulmifolia</i>	C	2	seco	2	Arbóreo Medio	0.53	Mediana
11	<i>Hedyosmum mexicanum</i>	P	2	nublado	2	Arbóreo Medio	0.45	Mediana
12	<i>Heliocarpus mexicanus</i>	C	2	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.45	Mediana
13	<i>Ipomoea wolcottiana</i>	C	2	seco	2	Arbóreo Medio	0.44	Mediana
14	<i>Litsea glaucescens</i>	P	2	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.59	Mediana

15	<i>Luehea speciosa</i>	C	2	seco	2	Arbóreo Medio	0.57	Mediana
16	<i>Meliosma dentata</i>	P	2	nebuloso	2	Arbóreo Medio	0.57	Mediana
17	<i>Meliosma echeverrii</i>	P	2	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.48	Mediana
18	<i>Ocotea salvadorensis</i>	P	2	nublado	2	Arbóreo Medio	0.52	Mediana
19	<i>Ocotea subalata</i>	P	2	nublado	2	Arbóreo Medio	0.52	Mediana
20	<i>Oreopanax xalapensis</i>	P	2	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.51	Mediana
21	<i>Saurauia sp.</i>	P	2	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.5	Mediana
22	<i>Saurauia waldehimmii</i>	P	2	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.5	Mediana
23	<i>Styrax glabrescens</i>	P	2	nublado	2	Arbóreo Medio	0.53	Mediana
24	<i>Styrax warszewiczii</i>	P	2	nublado	2	Arbóreo Medio	0.53	Mediana
25	<i>Viburnum hartwegii</i>	P	2	mixto	2	Arbóreo Medio	0.54	Mediana
26	<i>Apeiba tibourbou</i>	C	3	seco	2	Arbóreo Medio	0.12	Baja
27	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	C	3	seco	2	Arbóreo Medio	0.22	Baja
28	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i>	C	3	seco	2	Arbóreo Medio	0.28	Baja
29	<i>Spondias radlkoferi</i>	C	3	seco	2	Arbóreo Medio	0.31	Baja
30	<i>Alstonia longifolia</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.65	Alta
31	<i>Clusia guatemalensis</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.66	Alta
32	<i>Clusia salvinii</i>	P	4	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.66	Alta
33	<i>Cojoba arborea</i>	P	4	nebuloso	2	Arbóreo Medio	0.85	Muy Alta
34	<i>Gliricidia sepium</i>	C	4	seco	2	Arbóreo Medio	0.65	Alta
35	<i>Karwinskia calderonii</i>	C	4	seco	2	Arbóreo Medio	0.71	Alta
36	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	C	4	seco	2	Arbóreo Medio	0.78	Muy Alta
37	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	C	4	seco	2	Arbóreo Medio	0.75	Muy Alta
38	<i>Lonchocarpus schiedeianus</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.75	Muy Alta
39	<i>Luehea candida</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.91	Muy Alta
40	<i>Lysiloma auritum</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.77	Muy Alta
41	<i>Matayba glaberrima</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.77	Muy Alta
42	<i>Myrsine juergensenii</i>	P	4	nublado	2	Arbóreo Medio	0.63	Alta
43	<i>Olmediella betschleriana</i>	P	4	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.66	Alta
44	<i>Perymenium grande</i>	C	4	mixto	2	Arbóreo Medio	0.95	Muy Alta
45	<i>Quercus elliptica</i>	C	4	mixto/seco	2	Arbóreo Medio	0.68	Alta
46	<i>Quercus lancifolia</i>	C	4	mixto/ nublado	2	Arbóreo Medio	0.68	Alta
47	<i>Quercus purulhana</i>	C	4	mixto	2	Arbóreo Medio	0.68	Alta
48	<i>Quercus tristis</i>	C	4	mixto	2	Arbóreo Medio	0.68	Alta
49	<i>Roupala mexicana</i>	P	4	mixto	2	Arbóreo Medio	0.83	Muy Alta
50	<i>Syzygium jambos</i>	P	4	mixto	2	Arbóreo Medio	0.64	Alta
51	<i>Trichilia martiana</i>	C	4	seco	2	Arbóreo Medio	0.64	Alta
52	<i>Albizia niopoides</i>	C	5	seco	3	Arbóreo Superior	0.56	Mediana
53	<i>Bursera simaruba</i>	C	5	seco	3	Arbóreo Superior	0.31	Baja
54	<i>Dendropanax arboreus</i>	P	5	mixto/ nublado	3	Arbóreo Superior	0.42	Mediana
55	<i>Laplacea coriacea</i>	P	5	mixto/ nublado	3	Arbóreo Superior	0.6	Alta

56	<i>Persea americana</i>	<b>C</b>	5	mixto/ nublado	3	Arbóreo Superior	0.55	Mediana
57	<i>Persea steyermarkii</i>	<b>P</b>	5	mixto/ nublado	3	Arbóreo Superior	0.5	Mediana
58	<i>Pinus caribaea</i>	<b>P</b>	5	mixto/seco	3	Arbóreo Superior	0.58	Mediana
59	<i>Pinus oocarpa</i>	<b>P</b>	5	mixto/seco	3	Arbóreo Superior	0.57	Mediana
60	<i>Piscidia grandifolia</i>	<b>C</b>	5	mixto	3	Arbóreo Superior	0.79	Muy Alta
61	<i>Prunus brachybotrya</i>	<b>P</b>	5	nublado	3	Arbóreo Superior	0.79	Muy Alta
62	<i>Quercus segoviensis</i>	<b>C</b>	5	mixto	3	Arbóreo Superior	0.68	Alta
63	<i>Zanthoxylum kellermanii</i>	<b>C</b>	5	mixto/seco	3	Arbóreo Superior	0.62	Alta

FEN.=Fenología (C=Caducifolia y P=Perennifolia), CAT.=Categoría.