

Biblioteca Conmemorativa
ORTON - IICA - CATIE
15 ENE 2002
RECIBIDO
Turrialba, Costa Rica

CENTRO AGRÓNOMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO

INFLUENCIA DE LA FRAGMENTACIÓN EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL
BOSQUE NATURAL, ZONA DEL CANAL DE PANAMÁ

Tesis sometida a la consideración de la Escuela de Posgrado de Educación para el
Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y
Enseñanza y como requisito parcial para optar el grado de:

Magister Scientiae

✓ Por
HILDA LUZ LEZCANO CÁCERES

Turrialba, Costa Rica
2001

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación 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

FIRMANTES:



Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal



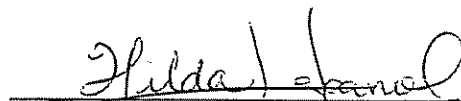
Luis Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Manuel Guariguata, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Ali Moslemi, Ph.D.
Director Escuela de Posgrado



Hilda Luz Lezcano Cáceres
Candidata

DEDICATORIA

A Dios por su infinito amor y respaldo en todos los momentos de mi vida, por ser la roca firme donde siempre he podido apoyarme.

A mis padres Lilia y Aurelio, quienes me dieron el primer y más importante empujón para empezar mi carrera estudiantil y que me enseñaron lo que es importante en la vida, el amor y respaldo de la familia.

A mis hermanas Nivia, Neyra y Cristina quienes en todo momento me han dado una voz de apoyo.

A mis amigos y familia de CATIE, Vilma mi amiga y hermana, Chelsia por su cariño, apoyo y respaldo, Catarina y Paulo por hacerme sentir siempre entre familia y en especial a María mi amiga y confidente, quien siempre me ha brindado su apoyo incondicional, respaldo y sobretodo por sus enseñanzas de vida.

AGRADECIMIENTOS

Mi agradecimiento especial a mi consejero y amigo, Bryan Finegan, por todas sus enseñanzas y respaldo durante la realización de mis estudios de maestría, a Diego Delgado por brindarme una voz de aliento y sus atinadas recomendaciones en el momento de analizar y elaborar este documento, a Manuel Guariguata por sus consejos y apoyo, a Christopher Klein por sus valiosos aportes en las etapas cruciales de esta investigación, a Hugo Brenes mi respaldo en la manipulación de datos, por su infinita paciencia y apoyo incondicional.

A los patrocinadores de mi estudio en Costa Rica, ASDI y SIDA, sin el apoyo de los cuales no habría podido realizar estos dos años de estudios.

A la WWF por su apoyo financiero para realizar mi proyecto, a Oscar Brenes por darme la oportunidad y depositar su confianza en mí, en especial a mi maestro don Miguel Cifuentes quien en todo momento me hizo saber que la confianza en uno mismo es el secreto para alcanzar el éxito, a Elvia Ledezma quien nos tendió la mano en los momentos en que más lo necesitamos.

A la Fundación AVINA por su interés en la investigación y por su valioso aporte económico, en especial al staff científico por su valiosos aportes en la etapa inicial del proyecto

Mi más sincero agradecimiento al Dr. Rick Córdit por su apoyo en la realización del trabajo de campo, por sus atinados comentarios, sugerencias y por el incondicional apoyo que a través del Smithsonian y el Centro de Ciencias Forestales del Trópico recibí para llevar a cabo este proyecto, a Lidia Valencia, Susan Lao de Loo, Adriana Sautu, José Deago por sus certeros comentarios de los bosques de Las Pavas y en especial al personal que trabajó conmigo en el campo, Rolando Pérez con el apoyo del cual logré un fabuloso 99% de identificación científica de las especies de Las Pavas, a Javier Ballesteros, Erick Manzané, Arturo Morris e Isaac Quintero quienes siempre estuvieron anuentes a ayudar, incluso en sus días libres, a mi amigos María y Dimas Staph por su apoyo incondicional.

Un agradecimiento especial al personal de ECOFOREST que trabaja en Las Pavas por su apoyo durante el tiempo que estuve con ellos, a mis asistentes de campo Azael, Enrique y Jonzi quien se convirtió en un ejemplo a seguir en nuestras tareas cotidianas. Al señor Gómez por permitirme establecer la cuarta parcela permanente en sus bosques y sobretodo por su esfuerzo en el difícil camino de la conservación.

Al personal que labora en la unidad de Manejo de Bosques, Lidiette Marín, Lorena Orozco y Edwin.

Un saludo especial y mi absoluto agradecimiento a la gente de la biblioteca Orton, por su apoyo durante los dos años de la carrera.

ÍNDICE GENERAL

CONTENIDO	PAGINA
ÍNDICE GENERAL	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
ÍNDICE DE CUADROS	ix
ÍNDICE DE ANEXOS	55
INTRODUCCIÓN	1
Literatura citada	2
Revisión bibliográfica	4
Literatura citada	9
RESUMEN	11
ARTICULO 1	
Análisis de la Riqueza, Estructura y Composición Florística de los Bosques Fragmentados en Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001	
Resumen	14
1. INTRODUCCION	15
2. METODOLOGÍA	17
2.1 Descripción de sitio	17
2.2 Población muestral, establecimiento de parcelas e identificación botánica	19
2.3 Análisis de los datos	21
3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
3.1 Composición y Diversidad del rodal ≥ 10 cm dap	22
3.2 Diversidad florística y Composición del sotobosque	28
3.2.1 Latizales (1-9.9cm dap)	28
3.2.2 Brinzales (> 20 cm de altura y < 1 cm dap)	29
3.3 Estructura en fragmentos de bosque	31
3.3.1 Vegetación arbórea (≥ 10 cm dap)	31
3.3.2 Latizales (1-9.9cm dap)	33
3.4 Similitud	35
4. LITERATURA CITADA	37
ARTICULO 2	
Variación de las características de la comunidad vegetal con relación al efecto de borde en fragmentos de bosque, Las Pavas, Canal de Panamá.	41

Resumen	41
1. INTRODUCCION	42
2. METODOLOGÍA	44
2.1 Descripción de sitio	44
2.2 Población muestral	45
2.2.1 Muestreo de la vegetación arbórea	45
2.2.2 Muestreo del sotobosque	46
Latizales	46
Brinzales	46
2.3 Árboles muertos en pie y caídos	46
2.4 Análisis de los datos	47
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	47
3.1 Diversidad y composición de la vegetación arbórea y del sotobosque en los fragmentos de bosque	47
3.2 Estructura de los fragmentos de bosque con relación al efecto de borde	49
3.3 Árboles muertos en pie y caídos	50
4. LITERATURA CITADA	52
ANEXOS	55

ÍNDICE DE FIGURAS

CONTENIDO	PAGINA
Análisis de la Riqueza, estructura y Composición Florística de los Bosques Fragmentados en Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001	
FIGURA 1. Mapa del área de estudio	18
FIGURA 2. Establecimiento de las parcelas en el fragmento	20
FIGURA 3. Análisis de ordenación (DECORANA) en los fragmentos de bosque Las Pavas, Canal de Panamá, 2001	23
FIGURA 4. Coeficiente de Similitud de Czekanowski entre categorías de tamaño de vegetación para el total de información de los cinco sitios	36
Variación de las características de la comunidad vegetal con relación al efecto de Borde en Fragmentos de Bosque, Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001	
FIGURA 1. Mapa del área de estudio	44
FIGURA 2. Área basal de fustales y latizales por distancia al borde en fragmentos	50
FIGURA 3. Árboles muertos por fragmentos y categorías de distancia.	51

ÍNDICE DE CUADROS

CONTENIDO	PAGINA
Análisis de la Riqueza, estructura y Composición Florística de los Bosques Fragmentados en Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001	
CUADRO 1. Valores de IVI para las 10 especies con mayor índice en todas las parcelas de los fragmentos estudiados, Las Pavas, Canal de Panamá, 2001	24
CUADRO 2 Valores promedio y desviación estándar de las variables de respuesta por parcela de 20m x 40m en los bosques fragmentados húmedos tropicales, sector Las Pavas, Zona del canal de Panamá.	27
CUADRO 3 Valores promedio de las variables de respuesta por parcela de 40m x 100 m en Barro Colorado, Panamá, 1995.	28
CUADRO 4 Valores promedio de todas las parcelas 20mx 40 m y desviación Estándar de las variables estructurales en todos los fragmentos estudiados. Las Pavas, Zona del canal de Panamá.	31
CUADRO 5 Área basal en porcentaje en individuos ≥ 10 cm dap por fragmento de bosque	33
Variación de las características de la comunidad vegetal con relación al efecto de Borde en Fragmentos de Bosque, Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001	
CUADRO 1. Tendencia de las variables de respuesta con relación a la distancia al Borde en bosques fragmentados húmedos tropicales, sector Las Pavas Zona del canal de Panamá.	48

INDICE DE ANEXOS

CONTENIDO

- 1a Abundancia de Familias, Géneros y Especies para árboles ≥ 10 cm dap todos los sitios estudiados
- 1b Abundancia de Familias, Géneros y Especies para platas entre 1 y 9,9 cm dap todos los sitios estudiados.
- 1c Abundancia de Familias, Géneros y Especies para plántulas > 10 cm de altura y < 1 cm dap todos los sitios estudiados.
- 2. Abundancia de especies en cada fragmento estudiado.

Introducción

La reducción continua del bosque en pequeños y aislados fragmentos tiene consecuencias severas sobre la diversidad biológica (Naranjo 1994). Debido a las altas tasas de deforestación a nivel mundial algunos investigadores se han dedicado a entender qué ocurre sobre la dinámica de comunidades de árboles, ya que los éstos determinan la arquitectura y condiciones microclimáticas del bosque y cualquier cambio en la dinámica de la comunidad de árboles puede ocasionar graves efectos sobre otras especies del bosque (Levey 1988, Clark 1990, citado por Laurance et al 1998).

En el caso de la edad y tamaño del fragmento el estudio de Laurance et al. (1998) revela que la mortalidad y tasa de daño de los árboles no parece tener relación con la edad del fragmento, ya que a medida que aumenta la edad del fragmento disminuye la tasa de daños y mortalidad en las comunidades de árboles.

En cuanto al efecto ecológico y la dinámica del bosque y dependiendo del tamaño del fragmento una elevada tasa de formación de claros puede alterar la estructura, composición florística (Clark 1990, Denslow 1995; Scariot 1997) y además las condiciones de microclima de los fragmentos remanentes (Kapos et al. 1997). Pequeños fragmentos albergan menor número de especies además, pueden ser devastados por el viento mientras que los fragmentos grandes sufren alteraciones menos severas; a nivel de regeneración los fragmentos grandes se ven invadidos por especies pioneras, provocando una disminución de las especies del bosque maduro (Laurance et al. 1998a).

Estos estudios tienen importantes implicaciones para el manejo y diseño de reservas naturales tropicales ya que el modelo de área central sugiere que el efecto de borde puede rápidamente incrementar su impacto sobre la dinámica del bosque, dependiendo de la forma del fragmento (Laurance et al. 1998).

La cuenca del Canal de Panamá, ha sufrido un proceso de deforestación a lo largo del tiempo. A partir de los años 1950 la llamada "conquista de las selvas" fomentó la expansión de la frontera agrícola, destruyó más del 50% de la superficie boscosa de la cuenca (ANCON 1995; Fundación Natura; ARI 1994).

El desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, así como el uso inadecuado dado al área, caso de la deforestación masiva en áreas aledañas a fuentes de agua, el cultivo en zonas con altas probabilidades de erosión y la siembra de especies no ambientadas a las condiciones de sitio, han ocasionado fuertes impactos sobre la flora y fauna nativas, provocando la fragmentación del bosque, cambios en la estructura y composición e incluso la desaparición de especies vegetales y animales (Fundación Natura; ARI 1994).

El problema de la deforestación ha afectado principalmente la cuenca del Lago Gatún que abastece las esclusas en el Canal de Panamá, por tal razón todas las zonas que bordean la cuenca son de especial atención por la protección de la más grande e importante cuenca de la región (ANCON 1995).

A pesar de los fuerte impactos causados por el uso inadecuado de las tierras y la deforestación masiva para expansión de la frontera agrícola se percibe que los remanentes de bosques existentes en la región son un eslabón esencial en el mantenimiento de la conectividad del propuesto Corredor Biológico Mesoamericano en la región central de la Cordillera Central de Panamá.

Estudios hechos en la zona y en la isla de Barro Colorado, señalan que aquí se protegen unas 1207 especies de plantas vasculares de las cuales 44 son endémicas para Panamá (ANCON 1995; Fundación Natura; ARI 1994). De allí la necesidad de realizar estudios de la flora y fauna de esta zona para identificar claramente estas alteraciones y recomendar acciones de manejo adecuado que causen poco impacto (ANAM 1999); en este sentido la investigación se condujo con la intención de conocer las características de los fragmentos de bosque de Las Pavas, en la cuenca del Canal de Panamá enfocando ¿cómo influye la fragmentación y el efecto de borde en las características de los fragmentos y en la cantidad de árboles muertos encontrados en los sitios?

Literatura citada

ANAM. 1999. Informe Ambiental de Panamá 1999. Impreso en Costa Rica. 101 pp.

ANCON. 1995. Evaluación Ecológica de la Hidrografía del Canal de Panamá. República de Panamá. 98 pp.

Bennett, A F. 1999. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in

- wildlife conservation. Gland, Suiza. IUCN. 254p.
- Clark, D.B. 1990. The role of disturbance in the regeneration of Neotropical moist forest. Page 291-315 in K. S. Bawa and M. Hadley, editors. Reproductive ecology of tropical forest plant. UNESCO, Paris.
- Denslow, J.S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forest: the density effect. *Ecological Applications* 5:962-968.
- Fundación Natura; ARI. 1994. Memoria de la Evaluación Rural Participativa, Panamá. Sp.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Laurance, W.F. L. Ferreira, J. Rankin-de Merona, S. Lawrence. 1998a. Rain Forest Fragmentation and the dynamics of Amazonia tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040.
- Laurance, W.F. L. Ferreira, J. Rankin-de Merona, S. Lawrence, R. Hutchings, T. Lovejoy. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonia Tree Communities. *Conservation Biology* 12(2):460-464.
- Levey, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology* 69: 1076-1089.
- Naranjo, L.G. 1994. "Composición y estructura de la avifauna del Parque Regional Natural Ucumari". In Ucumari, Un Caso Típico de la Diversidad Biótica Andina, edited by J.O. Rangel, pp 305-325. Pereira, Colombia: Corporación Autónoma Regional de Risaralda
- Scariot, A. 1997. The effect of rain forest fragmentation on the diversity and density of Central Amazonian palms. In Symposium and Annual Meeting, Organization for Tropical Studies. Tropical Diversity, Origins, Maintenance and Conservation. San José, Costa Rica, 15-20 junio de 1997. p 105.

Revisión de Literatura

La pérdida y fragmentación de hábitat se reconocen en todo el mundo como un elemento clave con el que se enfrenta la conservación de la diversidad biológica (UICN 1980). Las actividades humanas han modificado el medio ambiente hasta el punto de que los patrones más comunes en muchos paisajes son mosaicos de asentamientos humanos, terrenos agrícolas y fragmentos dispersos de ecosistemas naturales (Bennett 1999).

Los cambios asociados con la pérdida y fragmentación de hábitat no sólo tienen relación con el patrón espacial de la vegetación; a nivel local la estructura y composición de la vegetación, se ven también afectadas por utilidades de la tierra relacionadas con la eliminación de bosques; las consecuencias ecológicas de la fragmentación de hábitat son diversas. En el caso de la fauna los efectos señalan la pérdida de especies en los fragmentos, cambios en la composición de las poblaciones de animales y cambios en los procesos ecológicos que involucran a especies de animales (Bennett 1999; Laurance 1990).

Fragmentación

La fragmentación se refiere a la reducción en tamaño y al incremento del aislamiento en los parches de bosque (Schelhas & Greenberg, 1996); ésta expone a los organismos del bosque ya que altera sus condiciones naturales de microhábitat (refugio, alimentación, temperaturas) y además incrementa la variación de las condiciones microclimáticas en áreas cercanas a las orillas trayendo consigo un aumento en los niveles de luz y la desecación por el viento, reduciendo el tamaño efectivo de la población y facilitando la invasión de especies de sitios abiertos (Diamond 1984, Fournier 1993; Mesquita et al. 1999; Saunders et al. 1991; Schelhas & Greenberg 1996).

Scariot (1997), sugiere que la fragmentación del bosque puede afectar los patrones biológicos de la diversidad y abundancia de especies debido a una discontinuidad en la distribución de la vegetación, reducción de hábitats y la adición de un mayor número de áreas expuestas a variaciones de los factores ambientales en lo que antes eran bosques continuos.

Situaciones como estas han llevado a los diferentes investigadores a estudiar las condiciones mínimas para mantener la estabilidad de estos sistemas naturales (Saunders et al. 1991; Scariot 1997).

En los fragmentos de bosque se pueden encontrar diferentes tipos de bosques como los que se detalla a continuación:

- *Bosque remanente*: normalmente son fragmentos de bosques maduros, incluyendo bosques intervenidos, para la protección de cuencas hidrográficas para la conservación de la vida silvestre y otros beneficios u otros fragmentos que simplemente no se han intervenido por inaccesibilidad u ocupación humana reciente.
- *Bosques manejados*: son fragmentos de bosque usados para la producción de madera y aprovechamiento de productos no maderables.
- *Plantaciones de bosque con especies nativas*: son sistemas agrícolas los cuales integran el uso de árboles nativos con la producción de bienes agrícolas, para la consecución de leña y otras necesidades caseras.
- *Bosques sagrados*: son fragmentos de selva protegida por su significado cultural.
- *Bosques de galería o ribereños*: son franjas lineales de hábitat boscosos que van desde unos cuantos centímetros desde las fuentes de agua hasta unos cientos de metros de ancho a orillas de ríos, riachuelos, arroyos o cualquier otra fuente de agua, su finalidad es mantener estas fuentes y proteger los sitios aledaños de la erosión y del aislamiento además, sirven de hábitats a especies vegetales y animales con lo cual favorecen la continuidad de fragmentos de bosques ya que son utilizados como trampolines por muchas especies que los utilizan para desplazarse

Muchas especies animales son fuertemente influenciadas por la estructura del bosque y la condiciones microclimáticas (Levey 1988, Laurance 1994) la formación de un mayor número de claros pueden llevar a la extinción a aquellas especies susceptibles a la fragmentación

Efecto de Borde

El efecto de borde es una zona de transición con fluctuaciones climáticas dado por la apertura del dosel, esta zona es atravesada por gradientes de intensidad de luz (Geiger 1957; Marquis 1965; Wales 1967), temperatura del aire (Miller 1975; Williams –Linera 1990), humedad relativa (Miller 1975; Chen et al. 1990), humedad del suelo (Oosting & Kramer 1946; Kapos 1989) y humedad de la hojarasca (Ranney et al. 1981; Matlack 1993). Es de esperar así que los gradientes de microclima ocasionados por el efecto de borde en el bosque afecten el rango de dispersión de las especies del bosque encabezado por el correspondiente gradiente de abundancia de especies (Marquis 1965; Wales 1967).

En respuesta al cambio de las condiciones microclimáticas, la estructura y composición de áreas de borde son diferentes si se comparan con la condiciones de interior del bosque, Lopez de Casenave et al. (1995) señalan que exposición a la luz en los bordes, estimula la germinación y crecimiento de especies pioneras o tolerantes a la luz (Wales 1972; Levenson 1981; Ranney et al. 1981; Williams-Linera 1990b; Williams-Linera 1993; Aide y Cavalier 1994). Este podría ser el inicio del proceso de sucesión desde el borde hacia el interior del bosque (Kappelle et al. 1995^a; Kappelle et al. 1996). El incremento de especies pioneras o tolerantes a la luz más la presencia de remanentes de especies del bosque maduro puede ocasionar una alta riqueza de especies cerca del borde, este rango puede establecerse principalmente entre los 10 y 30 m desde el borde hacia el interior (Laurance et al. 1997).

Efecto de área

La riqueza de especies decrece marcadamente con el área, (Hagan y Johnston 1992). Los efectos del área podrían influir en las especies de árboles que persisten en el fragmento a nivel de las poblaciones ya que áreas pequeñas contienen poblaciones pequeñas que pueden colapsar por deriva génica y a nivel de comunidad puede haber una disminución en los niveles de reproducción como consecuencia de la pérdida de polinizadores especializados o dispersores de semillas (Shafer 1981; Aizen y Feinsinger 1994b citado por Laurance et al. 1998).

Holt et al. 1995 trabajando en fragmentos de bosque al noreste de Kansas encontraron que en fragmentos pequeños (320 m x 5000 m) la riqueza de especies fue muy similar al comparar con fragmentos de tamaño mediano (0,5 ha)

Existe una evidencia clara de la pérdida de especies a escala de paisaje y regional en áreas donde el aclareo y la fragmentación han eliminado gran parte de la vegetación natural (Matthiae and Steams 1981; Saunders 1989; Bennett 1990b; Bennet and Ford 1997).

Por todo lo expuesto anteriormente, los estudios relacionados con los tamaños de fragmentos requieren ser bien documentados para determinar sus efectos sobre la diversidad y las posibles consecuencias que tenga sobre ésta, sobre todo en los casos en que la conectividad se ve severamente afectada.

Conectividad entre fragmentos

Los estudios de aislamiento y conectividad permiten conocer cómo los organismos viven en ambientes irregulares con la necesidad de desplazarse por esta razón, se movilizan entre comunidades y fragmentos para lograr una conservación eficaz a largo plazo. El conocimiento de las características naturales de las especies ayuda a fundamentar la necesidad de enlaces partiendo del hecho de que ellos:

- Permiten que las especies recolonizen hábitat mediante la mayor dispersión e inmigración.
- Ayudan a las especies a mantener desplazamientos migratorios tradicionales entre áreas geográficas diferentes.
- Ayudan a los animales a atravesar barreras locales y a mantener desplazamientos locales a través de ambientes que son ecológicamente inhóspitos.

En este sentido, la importancia del aislamiento para determinar la cantidad de especies que un remanente boscoso podría sostener en equilibrio sugirió que tendrían un beneficio significativo para la conservación las medidas tomadas para disminuir dicho aislamiento y aumentar la tasa de colonización. Se recomendó el diseño de estrategias para la conservación de la naturaleza que incluyeran trampolines o preferiblemente corredores continuos de hábitat que facilitarían la colonización y el desplazamientos de muchas especies

y por ende la disminución de las posibilidades de extinción en fragmentos (Bennett 1999; Laurance et al. 1991).

Todos estos estudios son importantes para manejar y diseñar de reservas naturales tropicales públicas o privadas ya que el modelo de área central sugiere que el efecto de borde puede rápidamente incrementar su impacto sobre la dinámica del bosque dependiendo de la forma, tamaño y conectividad entre los fragmentos (Laurance et al. 1998a).

La reducción continua del bosque en pequeños y aislados fragmentos tiene consecuencias severas sobre la diversidad biológica. Un estudio de las comunidades de aves en los Andes Colombianos, haciendo una relación con el tamaño del bosque y clasificando el área en categorías de acuerdo al tamaño del fragmento se encontró que en sitios de bosque definidos como grandes con área mayor de 1000 ha de hábitats heterogéneos y con alta conectividad contenían una gran cantidad de especies (Naranjo 1994), mientras que en fragmentos pequeños de entre 1 y 50 ha la cantidad de especies que se puede conservar y mantener es muy baja si se compara con fragmentos medianos de entre 100 y 600 ha o con fragmentos grandes (Naranjo 1994).

Este estudio de abundancia de avifauna deja una idea clara de que cuando el tamaño del fragmento disminuye, también lo hace la diversidad, por ende en fragmentos pequeños sólo se puede proteger una parte de la diversidad existente.

¿Qué ocurre con procesos como la reproducción vegetal para el desarrollo de nuevas plántulas necesarias para mantener la conectividad?

Los procesos de polinización, producción de semillas y dispersión pueden ser afectados por la fragmentación tanto en las plantas como en los vectores animales (Murcia 1995)

Estudios de la fragmentación y su efecto en la polinización de plantas hechos en bosques secos de Argentina (Aizen & Feisinger 1994a) se encontró que a nivel de comunidad en fragmentos pequeños menores de 1 ha hubo una variación en los patrones de dispersión como la disminución del número de semillas, cambios en los patrones de visitación de los polinizadores ya que plantas en fragmentos pequeños recibieron una mayor proporción en

las visitas de abejas no nativas en contraste con plantas de fragmentos grandes de 10 a 20.5 ha de bosque continuo.

Dos estudios en Suecia donde se midió la temperatura mostraron reducción en los niveles de polinización en fragmentos pequeños y poblaciones aisladas; además de una baja diversidad de visitas de los polinizadores esto asociado a un alza en la temperatura cerca del borde y a la falta de conexión entre los fragmentos (Jennersten 1988).

En resumen, la fragmentación puede alterar el proceso de polinización directa o indirectamente sobre la planta o sus polinizadores. Efectos directos sobre los polinizadores incluyen cambios en el número de flores visitadas o en su identidad; efectos en la planta incluyen cambios en la estructura de la población reproductiva, variación en la densidad de las plantas y en la distribución de individuos compatibles sexualmente, aún estos efectos son estudiados (Schelhas & Greenberg 1996).

Literatura citada

- Aide TM & J Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada De Santa Marta. Colombia. *Restor. Ecol.* 2(4),219-229.
- Bennett, A F. 1999. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza. IUCN. 254p.
- Bennett, A.F. and Ford, L.A. 1997. Land use, habitat change and the conservation of birds in fragmented rural environments: a landscape perspective from the Northern Plains, Victoria, Australia. *Pacific Conservation Biology* 3: 244- 261.
- Chen, J; J Franklin & T Spies. 1990. Edge phenomena in old-growth Douglas-fir forests, microclimatic patterns. Abstracts of the Annual Meeting of the ecological Society of America, pp. 117-118.
- Geiger, R. 1957. *The Climate near the Ground*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5:173-185.
- Laurance W; L. Ferreira, J. Rankin-de Merona, S. Lawrence, R. Hutchings, T. Lovejoy. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonia Tree Communities. *Coservation Biology* 12(2):460-464.
- Levenson, JB. 1981. Woodlots as biogeographic islands in southeastern Wisconsin. *Forest*

- Island Dynamics in Man Dominated Landscape (eds RL Burgers & DM Sharpe), pp.13-40 Springer Verlag, New York.
- Lopez de Casenave, J; JP Pelotto; J Protomastro. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. *Forest Ecology Management* 72:61-69
- Matlack, GR. 1993. Microenvironment variation within and among deciduous forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66:185-194.
- Miller, DR. 1975. Structure of the microclimate at a woodland/parking-lot interface. Preceedings of the Conference on the Metropolitan Physical Enviroment, 1975 Syracuse, NY, pp. 109-114. US Forest Service, Northeast Forest Experimental Station, General Technical Report 25.
- Marquis, DA. 1965. Controlling light in small clearcuttings. US Forest Service Research Paper NE-39, Northeastern Forest Experiment Station.
- Oosting, HJ. & PJ Kramer. 1946. Water and light in relation to pine production. *Ecology*, 27:47-53.
- Ranney, JW., MC Bruner & JB Levenson. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest stands. *Fores Island Dynamics in Man Dominated Landscapes* (eds RL Burgers & DM Sharpe), pp.66-95 Springer Verlag, New York.
- Saunders, DA. Hobbs, R.L. y Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem Fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Scariot, A. 1997. The effect of rain forest fragmentation on the diversity and density of Central Amazonian palms. In Symposium and Annual Metting, Organization for Tropical Studies. *Tropical Diversity, Origins, Maintenance and Conservation*. San José, Costa Rica, 15-20 junio de 1997. p 105.
- Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds.) 1996. *Forest Patch in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, DC.
- Wales, BA. 1967. Climate, microclimate and vegetation relationships on north and south forest boundaries in New Jersey. *Williams L. Hutcheson Memorial Forest Bulletin* (Rutgers University) 2:1-57.
- Wales, BA. 1972. Vegetation analysis of north and south edges in mature oak-hickory forest. *Ecological Monographs* 42:451-471.
- Williams-Linera, G. 1990a. Vegetation structure and environmental condition of forest edges in Panama. *Journal Ecology* 78:356-373.
- Williams-Linera, G. 1990b. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica*. 22:235-241.
- Williams-Linera, G. 1993. Vegetación de bordes de un bosque nublado en el Parque Ecológico Clavijero, Xalapa, Veracruz, México. *Biología Tropical*. 41(3) 443-453.

RESUMEN

Este estudio de fragmentación y efectos de borde fue llevado a cabo dentro de las áreas revertidas que fueron devueltas a Panamá en 1999. Ubicado en Las Pavas, dentro de la cuenca del canal de Panamá en una zona que se había considerado como zona de amortiguamiento de la isla Barro Colorado y la cuenca del Lago Gatún, donde el bosque es clasificado de acuerdo a las zonas de vida de Holdridge en bosque húmedo tropical, con temperaturas medias de 26 °C, precipitación entre los 2000 y 2500 mm, suelos de baja fertilidad y capacidad agrícola baja. El sitio fue entregado en concesión a la empresa Reforestadora ECOFOREST para su administración en 1998 y cuenta con un área de 7370 ha de las cuales 3850 ha están cubiertas de remanentes de bosques fragmentados por actividades humanas.

Se establecieron 4 parcelas permanentes de muestreo de 40 m x 100 m en fragmentos de bosque con área entre 5 ha y 10 ha, las fueron subdivididas en subparcelas de 20 m x 40 m colocadas de manera consecutiva a 20, 40, 60, 80 y 100 m del borde, en este tamaño de parcelas se midieron los fustales ≥ 10 cm dap, y se cuantificó el número de árboles muertos en pie y caídos. Además, se establecieron tres parcelas de 20 m x 40 m a unos 300 metros o más de la orilla de un fragmento con área de 585 ha donde se evaluó la condición interior de bosque. Anidadas dentro de las subparcelas 20 m x 40 m se establecieron 20 subparcelas de 5 m x 5 m donde se evaluó los latizales, vegetación a partir de 1 cm de dap hasta los 9.9 cm de dap, luego en cada parcela de 5 m x 5 m establecieron parcelas anidadas de 1 m x 1 m en el extremo sureste de la parcela 5m x 5 m donde se midieron los brinzales: plántulas de 20 cm de altura y < 1 cm dap incluyendo las lianas.

Se hicieron análisis estadísticos con pruebas comparativas para determinar los efectos de la fragmentación sobre la estructura, composición y diversidad de los fragmentos de bosque, se determinó también el efecto de borde para lo cual se evaluó la composición, diversidad y estructura por categoría de distancia.

Las pruebas estadísticas señalan que existen diferencias estadísticamente significativas ente fragmentos pero no para distancias, al evaluar las variables de composición: número de familias, número de géneros, número de especies, índice de valor de importancia ecológica e índice de diversidad Shannon – Wiener, Simpson y Alfa, así

como para las variables de estructura: abundancia, área basal y distribución diamétrica para fragmentos de bosque en donde el bosque de condición de interior es diferente al resto de los sitios.

El efecto de borde sobre el número de árboles muertos en pie y caídos ubica un mayor número de árboles muertos cerca de los bordes comparados con las condiciones de interior, aunque estas pruebas no fueron estadísticamente significativas.

Los fragmentos pequeños analizados posiblemente no muestran efectos de borde debido a su tamaño que probablemente hace que toda la vegetación existente en los mismos haya sido modificada como efecto de la fragmentación ya que no se conserva lo que denominaríamos condición interior.

Summary

This study of fragmentation and edge effects was carried out within the areas around the Panama canal that reverted to Panamanian government administration in 1999. The study area was located in Las Pavas, within the Panama Canal watershed, in a zone which is considered a buffer for Barro Colorado island and the Lake Gatún watershed. The forest is classified, according to Holdridge's life zone system, as tropical moist forest, with average temperatures of 26 °C and precipitation between 2000 and 2500 mm. Soils are of low fertility and little agricultural potential. The site was given in concession to the company ECOFOREST in 1998 and has an area of 7370 ha, of which 3850 ha are covered with forest remnants fragmented by human activities.

One permanent sample plot of 40 m x 100 m was established in each of four forest fragments of area between 5 ha and 10 ha. These plots were divided into subplots of 20 m x 40 m, placed consecutively 20 m, 40 m, 60 m, 80 m and 100 m from the fragment edge. In addition, three plots of 20 m x 40 m were established at distances greater than 300 m from the edge of a fragment of 585 ha. These plots represented forest interior conditions. In these plots, trees ≥ 10 cm dbh were identified to species and had their dbh determined, while the number of standing dead and fallen woody individuals was determined for all size classes from seedlings on. Nested within all the subplots of 20 m x 40 m, 20 additional subplots of 5 m x 5 m were established for the evaluation of shrubs, vegetation 1 cm - 9,9 cm dbh. Additionally, nested subplots of 1 m x 1 m were established in the southeastern corner of

each 5 m x 5 m subplot. In these latter subplots, seedlings -individuals ≥ 20 cm total height and < 1 cm dbh, including lianas - were counted and identified to species.

Statistical analyses and comparative tests were made to determine fragmentation and edge effects (relationships to distance to the forest edge) on the structure, composition and diversity of the vegetation. There were statistically significant differences of vegetation characteristics between fragments but not between categories of distance to edge, when evaluating the variables number of families, number of genera, number of species, importance value and the Shannon-Wiener, Simpson and Alfa diversity indices, as well as for the structural variables abundance, basal area and diameter distribution. Forest interior plots differed from plots in small fragments with respect to some stand characteristics. There were indications that greater numbers of standing dead and fallen trees were found closer to forest edges in comparison with interior conditions, although these differences were not statistically significant.

It is possible that few relationships between vegetation characteristics and distance to forest edge were found in this study because forest interior conditions are not to be found in the small fragments studied, all the vegetation having been modified as a result of fragmentation.

Análisis de la Riqueza, Estructura y Composición Florística de los Bosques Fragmentados en Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001.

Resumen

*Este estudio fue realizado en Las Pavas, Zona del Canal de Panamá, evaluando la composición, estructura y riqueza a lo largo de un gradiente de borde en fragmentos de bosque húmedo tropical, como no se encontró relación de las distancias al borde con las características florísticas y estructurales de los bosques se determinó el efecto de la fragmentación en 4 fragmentos de 5,8 ha, 6,2 ha, 10,6 ha y 7,9 ha en la cuenca del canal, en dichos fragmentos se establecieron 4 parcelas permanentes de muestreo de 0.4 ha cada uno, los cuales fueron comparados con las condiciones de interior en un fragmento de bosque de 585 ha donde se establecieron 3 parcelas de 20 m x 40 m a unos 300 metros desde la orilla del fragmento hacia el interior. Se estudió la composición, diversidad y estructura de las vegetación en 3 categorías de tamaño a) fustales = ≥ 10 cm dap, b) latizales = 1-9.9 cm dap y c) brinzales= plántulas de 20 cm de altura y < 1cm dap, a lo largo de 5 categorías de distancia que iban de 0 m a 100 m desde la orilla del fragmento hacia el interior del bosque. Todos los sitios estudiados tienen matrices de la gramínea exótica *Saccharum spontaneum*, la especie forestal exótica *Tectona grandis*, áreas de potreros y áreas boscosas extensas.*

Un total de 3380 individuos fueron identificados en las 3 categorías diamétricas estudiadas, la tipificación de los bosques establece la diferenciación de 4 tipos de bosque, 3 de ellos con características compartidas y 1 completamente alejado además, las variables relacionadas a riqueza, diversidad y estructura analizadas con el ANDEVA ($\alpha > 0.05$) mostraron que hay diferencias significativas entre los fragmentos de bosque.

Los promedios de índice de valor de importancia ecológica señalan que pocas especies determinan las características de estos fragmentos principalmente en el fragmento 4 lo que implica una mayor simplicidad de este.

Los resultados del área basal y la distribución de clases diamétricas señalan que estos fragmentos concentran un gran número de individuos cerca de las orillas producto tal vez de los grados de alteración sufridos. En resumen se extrajo que la fragmentación de áreas pequeñas sí influye en la composición, diversidad y estructura del bosque.

Palabras clave: fitosociología, sucesión, diversidad, bosque húmedo tropical, regeneración, fragmentos de bosque, Canal de Panamá.

1. Introducción

La fragmentación de hábitat es un proceso dinámico que genera cambios notables, principalmente efectos ecológicos en el patrón del mismo, en un paisaje dado y en el curso del tiempo, estos cambios se producen cuando grandes fragmentos de vegetación se eliminan por completo con lo cual quedan numerosos fragmentos más pequeños separados unos de otros (Schelhas et. al. 1996; Bennett 1999, Lovejoy et al. 1986)

En el caso típico de fragmentación en el paisaje predomina inicialmente la vegetación natural con perturbaciones debidas al uso humano de tierras que crean pequeños claros o inclusiones en los bordes. A medida que disminuye la vegetación natural, se produce un cambio en los procesos ecológicos que moldean la estructura y función de las comunidades bióticas en fragmentos (Saunders et. al 1991).

Existen varias formas de describir las características de los bosques y cómo varían en relación a factores de perturbación como la fragmentación entre ellas, la composición y la estructura. La composición se refiere a la identidad o variedad de elementos, incluyendo listas de especies, (Noss 1995). Las variaciones en la composición del bosque pueden ser definidas por barreras geográficas, distribuciones fitogeográficas y por categorías ampliamente definidas de condiciones de sustrato (Delgado y Finegan 1999). La estructura se conoce como la organización física o el patrón de un sistema, y la diversidad estructural se caracteriza por la distribución horizontal o vertical de los componentes, como el tamaño de la planta, complejidad en la comunidad vegetal, parches en el paisaje (Noss 1995). Franklin, citado por Turner (1995), sugiere que la complejidad estructural ofrece diversidad de hábitat que a su vez soportan un amplio rango de especies especializadas, directa o indirectamente, entonces la complejidad estructural provee diversidad biológica y funcional.

Además de estructura y composición, tenemos la diversidad para cuya medición e interpretación existe una gran cantidad de métodos e información base (Delgado y Finegan 1999). La medida más simple de diversidad es la riqueza que se define como el número de especies presentes en un área determinada (Noss 1995). Para evaluar la diversidad de especies existen una serie de índices, los cuales consideran tanto el número de especies como la abundancia de las mismas, medidas en forma relativa o proporcional (Mateucci y Colma 1982).

En los últimos 20 años se ha avanzado mucho en el entendimiento de los efectos de la fragmentación en la estructura, composición y diversidad de los bosques húmedos neotropicales; sin embargo, la mayor parte de la información generada procede del proyecto Dinámica Biológica de los Fragmentos de Bosque (BDFFP), cerca de Manaus, Amazonía Brasileña (Laurance et. al 1997). Muchas preguntas sobre la fragmentación quedan entonces por ser respondidas: por ejemplo, ¿es representativo el comportamiento ecológico de la vegetación de los fragmentos en el BDFFP de las respuestas de otros tipos de bosque neotropicales? ¿Cuál es la respuesta de la riqueza, diversidad y composición de la vegetación de los fragmentos? (Los trabajos del BDFFP no han enfocado este aspecto, hasta la fecha, debido a problemas en la identificación taxonómica).

El estudio se realizó en la región de Las Pavas ubicada dentro de la Cuenca del Canal de Panamá, en un área de 7370 ha dadas en concesión en 1998 a la empresa reforestadora Ecoforest para su administración. Esta zona anteriormente había servido como cinturón de amortiguamiento a la Isla Barro Colorado y al Lago Gatún, parte importante del sistema hidrográfico del Canal de Panamá; y para ello, la administración del canal en común acuerdo con el comando sur del Ejército de los Estados Unidos, cubrieron el terreno expuesto por la deforestación, producto de las actividades agrícolas y ganaderas en la zona, con la especie gramínea *Saccharum spontaneum* (Paja Gringa o Paja Canalera), con el propósito de reforzar los suelos, evitar la erosión y la consecuente sedimentación del lago (León 1998). En este proceso se expuso a la flora y fauna nativas a quemadas extensivas algunas veces accidentales, otras provocadas; especialmente en épocas secas del año que han alterado las condiciones de equilibrio ecológico, provocando una mayor fragmentación y disminuyendo el área disponible para el desarrollo de bosques y las especies presentes en la zona (León 1998).

En el presente documento se hace una descripción detallada de las características estructurales y de composición de los bosques fragmentados de Las Pavas en la zona del Canal de Panamá.

2. Metodología

2.1 Descripción del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en un área fragmentada de la cuenca del canal de Panamá (Fig. 1), la cual hace unos 94 años estaba cubierta de vegetación, pero por la construcción del canal de Panamá a inicios del siglo XX fue deforestada en algunas zonas y posteriormente inundada por las aguas del Lago Gatún, mucha de la vegetación original desapareció y la que logró sobrevivir se mantuvo como remanente de estos bosques. En los sitios escogidos para este estudio se pudo determinar mediante entrevistas a personas de las comunidades vecinas, que desde hace unos 60 años no se realizan prácticas extractivas masivas, ya que el área fue protegida como una zona de amortiguamiento de la Isla Barro Colorado, dichas prácticas consistían en la extracción de madera de valor comercial para la construcción de casas y habitaciones, hay sitios donde se reportó la tala como una alternativa de cambio de uso de la tierra en tiempo reciente (12 a 15 años aproximadamente). Los fragmentos donde se realizó la investigación están rodeados por *Saccharum spontaneum* (paja blanca), la cual tiene varias décadas de existencia, ya que cada año se quemaba y en la época de las lluvias volvía a regenerar y por la especie exótica *Tectona grandis* (teca), la cual ha sido introducida en el sitio en los últimos tres años como alternativa económica y de recuperación por la empresa reforestadora, incluso algunas áreas se mantenían como potreros. Las actividades que se realizaban en la zona eran de tipo tala (cambio de uso), establecimiento de áreas para cultivos de sustento, crianza de ganado; pero en la actualidad se reforesta con teca y algunas especies nativas.

El estudio se enmarcó dentro de un proyecto de concesión entregado por la Autoridad de la Región Interoceánica (ARI) a la empresa ECOFOREST y que comprendía una extensión de 7370 ha de las cuales aproximadamente 3.850 ha estaban cubiertas de remanentes de bosque primario y áreas más recientes de bosque secundario (Fig. 1).

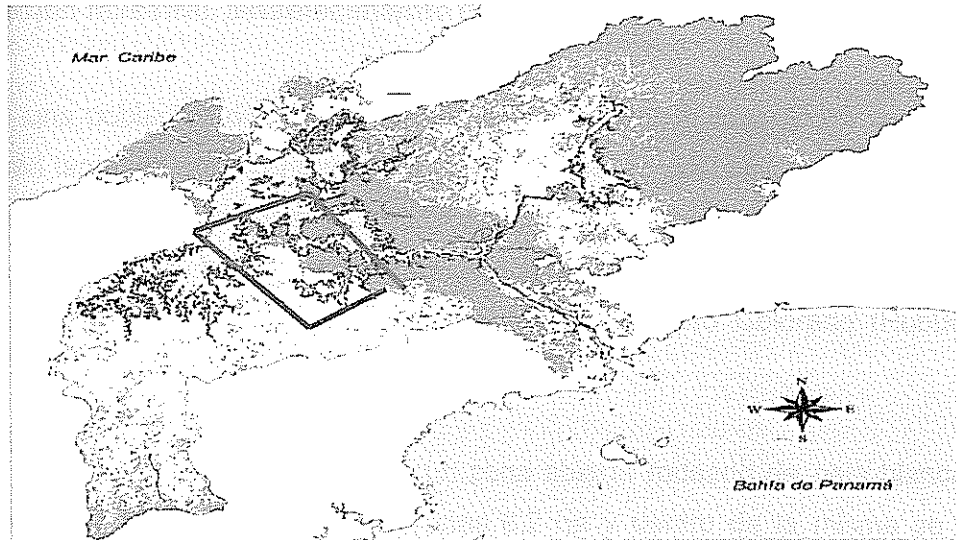


Figura 1. Mapa del área de estudio

Clima, topografía y suelos

En la zona encontramos temperaturas que varían en un rango de 25 a 28 °C, con un promedio anual de 26 °C. La precipitación varía entre 2000 y 2500 mm por año. La velocidad de los vientos tiene una media de 10 Km²/hora, que aumenta en los meses de febrero a abril con dirección moderada de Norte – Sur. De acuerdo con la clasificación de Holdridge (1971), la zona de vida es de Bosque Húmedo Tropical.

La topografía del área es de colinas semiboscosas y amplias zonas de repasto, ocupadas por paja blanca, con pendientes livianas, que en algunos sectores están cubiertas de franjas de bosque tropical premontano (Fundación Natura; ARI, 1996).

Los suelos del área pertenecen al orden Oxisoles, según la Evaluación de Impacto Ambiental del Plan de Reforestación de estas tierras hecha por la empresa Recursos Naturales Tropicales S.A. , aunque estudios hechos en Barro Colorado señalan que estas tierras presentan un variado tipo de suelos, además presentan capacidad y fertilidad productiva baja, de acuerdo con la capacidad agrícola (ANCON,1995; Fundación Natura; ARI,1996).

2. 2 Población muestral, establecimiento de parcelas e identificación botánica

De una población de varios fragmentos pequeños se escogió trabajar con aquellos que tuvieran tamaños entre 5 ha y 10 ha, además que estuvieran lo más alejado posible de áreas boscosas muy grandes y compactas. Se seleccionaron así subjetivamente 4 fragmentos dentro de los cuales se establecieron parcelas permanentes de muestreo siguiendo la metodología de establecimiento de la Isla Barro Colorado (Hubbell y Foster 1983).

El fragmento 1 se encuentra en un zona abierta rodeado de paja blanca por todos sus costados, el sitio tiene un área de unas 6.2 ha y dentro de la misma se encuentran fuentes de agua; de la misma manera el fragmento 2 tiene un área de 5.8 ha, está rodeado por de paja blanca, teca y barbechos combinados de arbustos pequeños y bambú. El fragmento 3 tiene un área de 10.6 ha y se encuentra rodeado de paja blanca, teca y a unos 250 metros un área de inundación que colinda con el Lago Gatún. El fragmento 4 tiene un área de 7.9 ha, está rodeado por paja blanca, teca y un potrero, este sitio aparentemente presenta un mayor grado de alteración ya que se observó una gran cantidad de claros dentro de él, además en el sotobosque se encontró una variedad de gramíneas y cyperaceas típicas de áreas con alta iluminación; el sitio se separaba de una zona boscosa por una carretera que fue construida justo en el momento en que se colectaban los datos para este estudio. Finalmente, se establecieron parcelas a más 300 metros en un fragmento de aproximadamente 585.5 ha considerándose que su tamaño contiene condiciones de interior (Laurance 1997).

Todos los sitios investigados tienen un elemento común; la presencia en sus alrededores de plantaciones de teca de diferentes edades principalmente de 2 y 3 años, las cuales fueron establecidas en octubre de 1998 y algunas en mayo de 1999 (Martínez¹ Comunicación personal, Las Pavas 2001).

Se usaron parcelas de investigación de un tamaño de 0.4 ha en distribución de 40 m x 100 m, todas ellas fueron establecidas en dirección norte partiendo de la orilla del fragmento hasta unos 100 m al interior, las parcelas fueron marcadas en subparcelas de 20

¹ Martínez, Gilberto. 2001. Generales de las plantaciones de *Tectona grandis* en Las Pavas. ECOFOREST

m x 40 m a distancias continuas de 20 m haciendo un total de 5 subparcelas por fragmento (Fig.2). Dentro de estas parcelas se mapearon, midieron, marcaron e identificaron todas las especies de árboles encontradas de diámetros ≥ 10 cm de dap, exceptuando las lianas.

Las parcelas de 20 m x 40 m fueron subdivididas en subparcelas de 5 m x 5 m, de ellas se escogió hacer un muestreo sistemático seleccionando la subparcela 1 y la 1'1 para tomar datos de las especies vegetales con diámetros entre 1 y 9.9 cm de dap, en total se muestrearon 20 subparcelas de 5 m x 5 m lo que hace un área total de 0.05 ha en cada fragmento considerado (Fig.2). En estas se marcó, mapeó, midió e identificó toda especie vegetal enraizada presente en el rango diamétrico citado, exceptuando las lianas.

En el extremo inferior izquierdo de cada subparcela de 5 m x 5 m se estableció una parcela de 1 m x 1 m, en total se establecieron 80 subparcelas en cada fragmento lo que hace un área de 0.008 ha (Fig.2); en ellas se mapeó, marcó, midió, e identificó toda especie vegetal presente incluyendo lianas cuyo tamaño fuera mayor de 20 cm de altura y diámetro menor a 1 cm de dap, en estas plantas se midió el diámetro basal (tomado a 10 cm del suelo) y el dap cuando la planta medía más de 1.30 m y no alcanzaba la medida de 1 cm de diámetro.

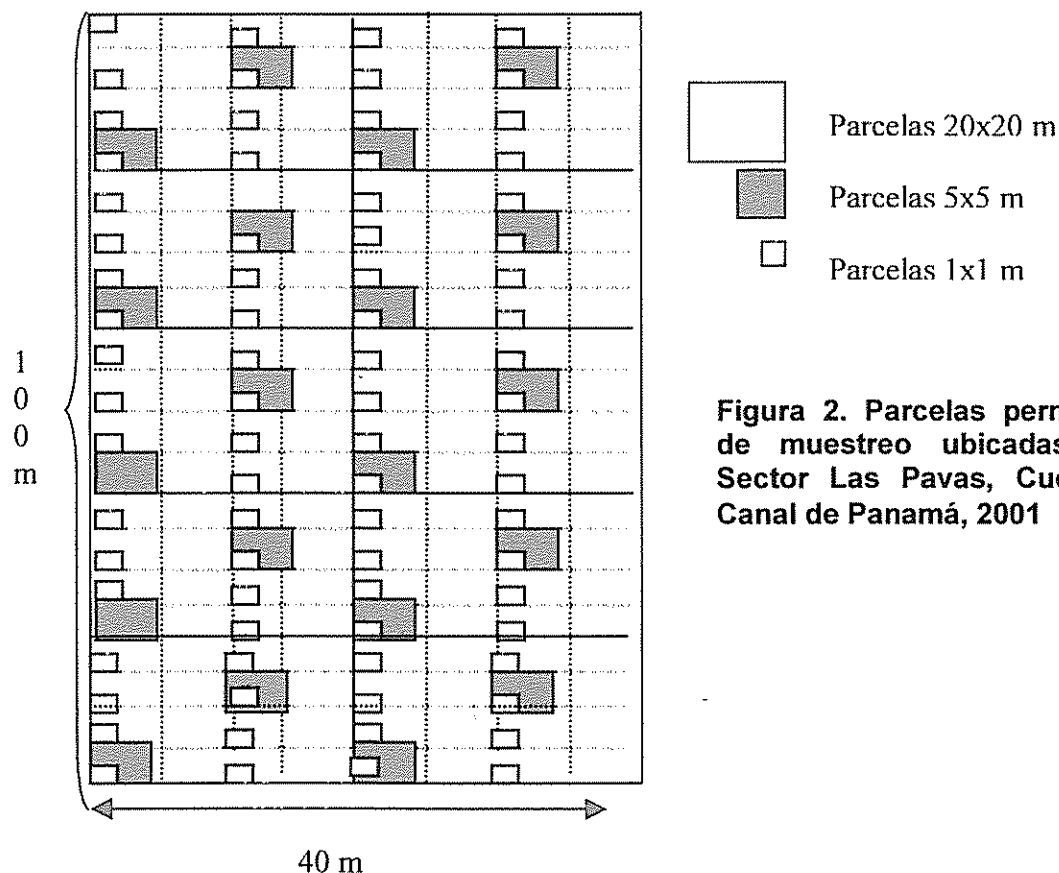


Figura 2. Parcelas permanentes de muestreo ubicadas en el Sector Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá, 2001

La identificación botánica de las especies estuvo a cargo de botánicos especializados en la dendrología de las especies principalmente de la Isla Barro Colorado y áreas vecinas, la mayoría de las especies fueron identificadas en campo en el momento de la marcación y en el caso de que no fuera posible se colectaban las muestras para hacer la comparación con los herbarios del Smithsonian o la Universidad de Panamá.

2.3 Análisis de los datos

En el caso del estudio de las relaciones florísticas entre los 5 fragmentos de bosque se utilizaron los valores de IVI de cada especie por fragmento, se evaluaron con la técnica de ordenación conocida como análisis de correspondencia DECORANA (Kovach 1994).

Para evaluar la composición florística se determinó la diversidad de especies para tres categorías de tamaño: fustales (≥ 10 cm dap), latizales (1 – 9.9 cm dap) y brinzales (> 20 cm de altura y < 1 cm dap). Los índices más utilizados para determinar la diversidad de especies en ecología son Simpson (1949) y Shannon - Wiener. El índice de Simpson varía entre 0 y 1 y da la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezca a una misma especie en una población. Se deduce así que la diversidad de una población será mayor conforme muestre un menor valor de Simpson (Uhl 1984). El índice de Shannon da la medida del grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de un conjunto de especies, dicha incertidumbre aumenta a medida que lo hace el número de especies (Mateucci y Colma 1982). Taylor (1978), propuso el índice de Fisher α para evaluar la diversidad de especies ya que posee gran capacidad discriminatoria, porque no está influido por el tamaño muestral ni por la abundancia de las especies más comunes a diferencia de Shannon y Simpson. Este índice mide la diversidad a través de cálculos hechos en forma logarítmica.

El índice de valor de Importancia IVI (Curtis y McIntosh 1950) fue calculado para determinar la composición de los fragmentos en las categorías fustales y latizales y el área basal promedio para cada especie en cada fragmento fue calculada para las categorías de fustales y latizales con el fin de determinar la importancia de las especies en los bosques estudiados. Para el análisis de los datos se confeccionaron cuadros que resumen la información obtenida en campo.

Se hizo un análisis de varianza (ANOVA) (Sokal y Rohlf 1981) con prueba posterior de Tukey para los cuales se estableció un $\alpha=0.05$, con la finalidad de determinar si existían diferencias entre los fragmentos para las variables evaluadas: abundancia, número de familias, géneros, riqueza, IVI, área basal y los índices Alfa, Shannon y Simpson. Los valores utilizados en las pruebas fueron promedios de las 5 parcelas de 20 m x 40 m establecidas en cada fragmento de bosque. El programa EstimateS v5.0 (Colwell 1997) fue utilizado para el cálculo de los índices de diversidad Simpson, Shannon - Wiener (Magurran 1988) y Alfa de Fisher (Colwell 1997), en el caso de los índices Simpson y Alpha los datos fueron transformados ya que no se distribuían normalmente, se trabajó entonces con el logaritmo de base 10 de la variable Simpson y la raíz cuadrada de la variable Alfa.

Para comparar el grado de similitud entre diferentes categorías diamétricas dentro de cada fragmento se utilizó el Índice de similitud de Czekalowski (Greig-Smith 1983) utilizando un mismo número de individuos por clase diamétrica.

3. Resultados y Discusión

3.1 Composición

Composición y diversidad del rodal ≥ 10 cm dde dap.

Hay una aparente similitud dentro de cada fragmento de bosque para los fustales ≥ 10 cm dap, según los resultados del análisis DECORANA (Figura 3). Los fragmentos más parecidos entre sí son el 1 y 3, el 2 está un poco separado de ellos y el 4 es el bosque con una composición florística diferente al resto de los fragmentos. El fragmento donde se evaluó la condición de interior se parece a los fragmentos 1 y 2.

Los ejes 1 y 2 explican la varianza de la información florística que en este caso va disminuyendo de 15.6% a 6.2% del porcentaje total.

Análisis de correspondencia de los Fragmentos según DECORANA

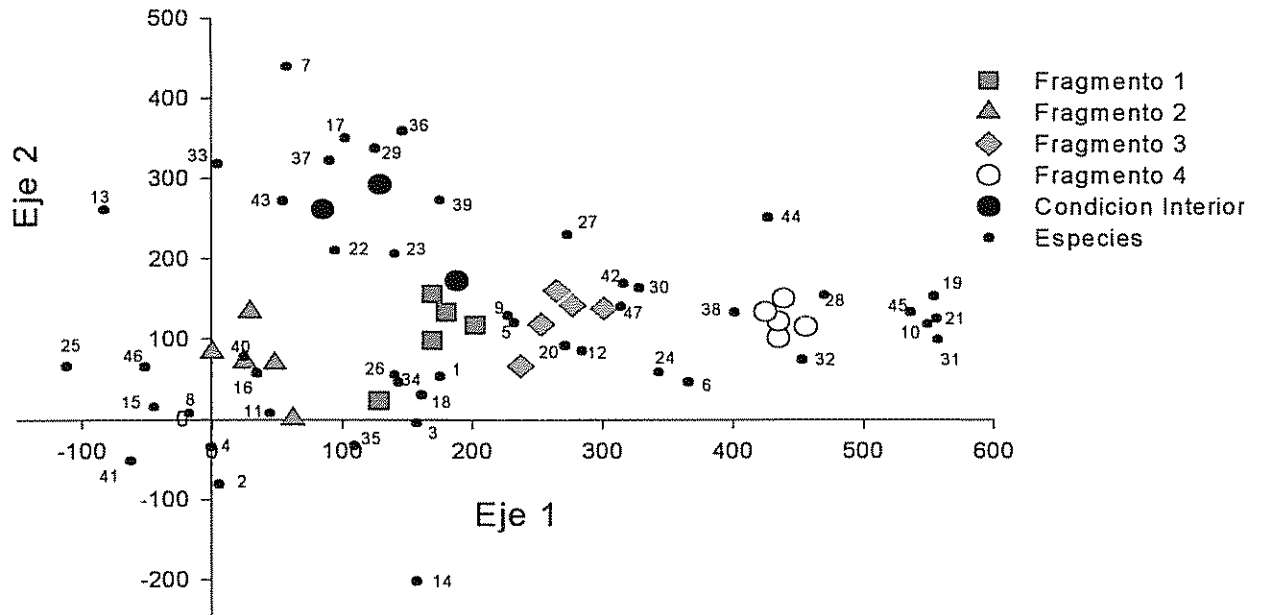


Figura 3. Análisis de Ordenación (DECORANA) de los fragmentos de bosque, Las Pavas, Canal de Panamá, 2001
 1. *Alseis blackiana*, 2. *Anacardium excelsum*, 3. *Annona spraguei*, 4. *Apeiba aspera*, 5. *Astrocaryum standleyanum*,
 6. *Attalea butyraceae*, 7. *Calophyllum longifolium*, 8. *Cecropia insignis*, 9. *Coccoloba manzanillensis*, 10. *Coutarea hexandra*, 11. *Chrysophyllum argenteum*, 12. *Dialium guianense*, 13. *Dipteryx panamensis*, 14. *Ficus insipida*, 15. *Gustavia superba*, 16. *Heisteria concina*, 17. *Hiitella racemosa*, 18. *Hyeronima alchorneoides*, 19. *Inga pezizifera*, 20. *Inga sapindoides*, 21. *Inga vera*, 22. *Jacaranda copaia*, 23. *Laetia procera*, 24. *Lonchocarpus latifolius*, 25. *Luehea seemanni*, 26. *Matayba apetala*, 27. *Matayba glaberrima*, 28. *Miconia argentea*, 29. *Oenocarpus mapora*, 30. *Pachira sessilis*, 31. *Pera arborea*, 32. *Phoebe cinnamomifolia*, 33. *Protium panamense*, 34. *Pseudobombax septenatum*, 35. *Pterocarpus rorhii*, 36. *Samarouba amara*, 37. *Socratea exhoriza*, 38. *Terminalia amazonia*, 39. *Tetragastris panamensis*, 40. *Trichilia tuberculata*, 41. *Trophis racemosa*, 42. *Vatairea erythrocarpa*, 43. *Virola surinamensis*, 44. *Vochysia ferruginea*, 45. *Xylopia aromatica*, 46. *Zanthoxylum panamense*, 47. *Zuelania guidonia*

La asociación de especie muestra que el fragmento 1 está muy relacionado a especies como: *Alseis blackiana* (1), *Annona spraguei* (3), *Hyeronima alchorneoides* (18), *Matayba apetala* (26) y *Pseudobombax septenatum* (34), en el fragmento 2 fueron características especies como *Chrysophyllum argenteum* (11), *Heisteria concina* (16) y *Trichilia tuberculata* (40), *Anacardium excelsum* (2), *Apeiba aspera* (4), *Trophis racemosa* (41), *Cecropia insignis* (8), *Gustavia superba* (15), *Luehea seemanni* (25), *Zanthoxylum panamense* (46) mientras que en el fragmento 3 se aprecian especies como *Dialium guianense* (12), *Inga sapindoides* (20), *Pachira sessilis* (30), *Vatairea erythrocarpa* (42), *Zuelania guidonia* (47) y comparte con el fragmento 1 especies como *Astrocaryum standleyanum* (5) y *Coccoloba manzanillensis* (9). El fragmento 4 se encuentra principalmente asociado a tres especies, *Miconia argentea* (28), *Phoebe cinnamomifolia* (32) y *Terminalia amazonia* (38) más el grupo *Coutarea hexandra* (10), *Inga pezizifera* (19) *Inga vera* (21) y *Pera arborea* (31) y *Xylopia aromatica* (45). Finalmente, las parcelas de

condición de interior se encuentran asociadas a 8 especies a saber: *Hirtella racemosa*, *Jacaranda copaia*, *Laetia procera*, *Oenocarpus mapora*, *Simarouba amara*, *Socratea exorrhiza*, *Tetragastris panamensis* y *Virola surinamensis*.

Cuadro 1. Valores de IVI para las 10 especies con mayor valor de índice en todas las parcelas de los fragmentos estudiados en Las Pavas, Canal de Panamá, 2001

ESPECIE	Fragmento:1				ESPECIE	Fragmento:2			
	AR	DR	FR	%IVI		AR	DR	FR	%IVI
<i>Terminalia amazonia</i>	4.3	14.9	4.3	7.8	<i>Protium tenuifolium</i>	8.8	7.2	4.3	16.8
<i>Laetia procera</i>	8.6	8.3	4.3	7.1	<i>Triplaris cumingiana</i>	1.5	16.3	0.9	16.2
<i>Alseis blackiana</i>	8.6	3.8	4.3	5.5	<i>Gustavia superba</i>	10.3	2.4	4.3	5.7
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	3.8	4.7	3.4	4.0	<i>Dipteryx panamensis</i>	2.5	9.6	2.6	4.9
<i>Casearia sylvestris</i>	5.9	2.4	3.4	3.9	<i>Anacardium excelsum</i>	1.5	10.5	2.6	4.9
<i>Jacaranda copaia</i>	2.2	6.9	2.6	3.9	<i>Chrysophyllum argenteum</i>	4.4	3.5	4.3	4.1
<i>Virola multiflora</i>	3.8	3.6	3.4	3.6	<i>Jacaranda copaia</i>	1.5	6.4	1.7	3.2
<i>Matayba apetala</i>	2.2	4.8	2.6	3.2	<i>Virola surinamensis</i>	3.9	3.6	1.7	3.1
<i>Virola surinamensis</i>	2.7	4.1	2.6	3.1	<i>Zanthoxylum panamense</i>	1.5	5.8	1.7	3.0
<i>Oenocarpus mapora</i>	5.9	1.1	1.7	2.9	<i>Trophis racemosa</i>	4.4	1.5	2.6	2.8

ESPECIE	Fragmento:3				ESPECIE	Fragmento:4			
	AR	DR	FR	%IVI		AR	DR	FR	%IVI
<i>Pachira sessilis</i>	18.7	43.8	5.9	22.8	<i>Terminalia amazonia</i>	26.9	45.3	8.5	26.9
<i>Astrocaryum standleyanum</i>	15.4	5.7	5.9	9.0	<i>Pera arborea</i>	21.7	19.0	6.8	15.8
<i>Inga sapindoides</i>	10.8	4.3	5.9	7.0	<i>Pachira sessilis</i>	6.9	11.2	6.8	18.3
<i>Alseis blackiana</i>	6.6	3.5	5.9	5.3	<i>Schefflera morototoni</i>	4.0	4.3	8.5	5.6
<i>Terminalia amazonia</i>	4.1	7.9	3.5	5.2	<i>Inga vera</i>	6.3	2.1	6.8	15.1
<i>Tetragastris panamensis</i>	5.0	2.2	4.7	4.0	<i>Miconia argentea</i>	5.1	1.8	6.8	4.6
<i>Vatairea erythrocarpa</i>	4.1	4.1	2.4	3.5	<i>Inga pezizifera</i>	2.9	2.1	6.8	3.9
<i>Coccoloba manzanillensis</i>	2.9	0.9	3.5	2.4	<i>Lonchocarpus latifolius</i>	3.4	2.5	5.1	3.7
<i>Attalea butyracea</i>	1.7	3.1	2.4	2.4	<i>Coutarea hexandra</i>	3.4	1.3	5.1	8.3
<i>Zuelania guidonia</i>	2.5	2.0	2.4	2.3	<i>Spondias radikoferi</i>	2.3	0.7	6.8	3.3

ESPECIE	Condición Interior				ESPECIE	Barro Colorado (1995)			
	AR	DR	FR	%IVI		AR	DR	FR	%IVI
<i>Oenocarpus mapora</i>	25.2	5.9	4.8	12.0	<i>Trichilia tuberculata</i>	10.9	6.2	1.8	6.3
<i>Tetragastris panamensis</i>	6.1	8.9	4.8	6.6	<i>Alseis blackiana</i>	6.7	7.3	1.2	5.1
<i>Laetia procera</i>	4.6	8.7	4.8	6.0	<i>Quararibea asterolepis</i>	3.3	8.5	1.8	4.5
<i>Calophyllum longifolium</i>	2.3	8.0	3.2	4.5	<i>Poulsenia armata</i>	6.0	3.5	1.2	3.6
<i>Matayba apetala</i>	2.3	7.7	3.2	4.4	<i>Faramea occidentalis</i>	7.3	1.4	1.8	3.5
<i>Virola surinamensis</i>	4.6	5.1	3.2	4.3	<i>Hirtella triandra</i>	4.6	2.3	1.2	2.7
<i>Socratea exorrhiza</i>	6.9	1.7	3.2	3.9	<i>Zanthoxylum ekmanii</i>	1.9	2.8	1.8	2.2
<i>Simarouba amara</i>	3.1	5.3	3.2	3.9	<i>Virola surinamensis</i>	1.3	3.9	1.2	2.2
<i>Terminalia amazonia</i>	0.8	8.8	1.6	3.7	<i>Guatteria dumetorum</i>	2.1	2.5	1.8	2.1
<i>Protium panamense</i>	3.8	2.3	3.2	3.1	<i>Ocotea whitei</i>	0.8	4.4	1.2	2.1

La composición de estos fragmentos luego del análisis del Índice de valor de importancia (Cuadro 1), indican que la especie con mayor significancia ecológica fue *Terminalia amazonia* la cual está presente en 4 de los sitios estudiados al igual que *Annona spraguei*.

Como se puede observar en el Cuadro 1 la mayoría de las especies que dominan estos bosques de acuerdo al índice de valor de importancia ecológica son heliófitas durables

como *Terminalia amazonia*, *Laetia procera*, *Hyeronima alchomeoides*, *Jacaranda copaia*, *Miconia argentea*, *Pera arborea* entre otras, así como las palmas *Oenocarpus mapora* y *Astrocaryum standleyanum*. La presencia de esciofitas en estos fragmentos de bosques es muy pobre.

Los valores de riqueza mostraron un total de 139 especies entre árboles y palmeras identificados ≥ 10 cm de dap; las cuales están distribuidos en 109 familias, 139 géneros y 139 especies de un total de 937 individuos identificados en un área total de 1.84 ha.

En todos los sitios muestreados las familias con mayor número de géneros representados fueron la Rubiaceae, Moraceae y Fabaceae/Papilionoideae, seguidas por Arecaceae (Palmas), Lauraceae y Clusiaceae (Anexo 1a).

La presencia de la especie *Oenocarpus mapora* en los sitios muestreados nos permite apreciar que estos bosques mantienen aún remanentes de la vegetación original que cubría la zona, ya que la mayoría de estas palmas son de crecimiento lento e incluso especies como *Oenocarpus mapora* sólo se ha encontrado en áreas de condiciones de interior de bosque, esto es, asociada con abundante vegetación, por otra parte, es posible ver aisladas en zonas cerca de riberas a las especies *Astrocaryum standleyanum* y *Attalea butyracea* lo cual ubicaría a estos bosques como remanente del bosque original con alto grado de intervención (Henderson et al. 1995, Putz et al. 1989).

Los géneros con mayor número de especies fueron *Inga*, *Virola* y *Casearia* (Anexo 1a). De todas las especies, la que presentó un mayor número de individuos en el total de las parcelas muestreadas fue *Terminalia amazonia*, seguida de *Pachira sessilis* y *Oenocarpus mapora* (Arecaceae) (Anexo 1a).

De las 10 especies más abundantes y que sólo se encontró en uno de los fragmentos muestreados sobresale *Pera arborea* común en áreas con fuerte alteración (Zamora² comunicación personal) en el fragmento 4 con un 21,71% (Anexo 1a), ninguna de las especies identificadas se encontró en los 5 sitios muestreados, *Annona spraguei* se encontró en 4 de los sitios estudiados excepto en condiciones de interior.

Una alta proporción de las especies abundantes fue encontrada en los sitios estudiados, las cuales pueden ser identificadas como especies pioneras o intolerantes a la sombra como *Miconia argentea* y *Cecropia insignis*. Las especies pioneras o demandantes de luz son abundantes en áreas abiertas o cerca de las orillas de los fragmentos (Williams-Linera 1990) donde encuentran mejor calidad de luz (Vazquez-Yanes y Smith 1982; Vazquez-Yanes y Orozco-Segovia 1985) suelos adecuados a sus requerimientos (Wesson y Wareing 1969; Bell 1970; Putz 1983) en comparación con aquellas que pueden encontrarse en condición de interior o especies tolerantes a la sombra (Whitmore 1975).

En cuanto a diversidad, el Andeva reveló diferencias entre fragmentos, las diferencias encontradas en esta y otras variables, pueden deberse al efecto del muestreo y no necesariamente al azar. El número de repeticiones dentro de los fragmentos fue baja, debido al tamaño pequeño de los mismos y a la falta de sitios dónde establecer más parcelas. Para el rodal ≥ 10 cm dap, se observa que el fragmento más diverso es el 1 y el menos diverso es el 4, el cual presenta una abundante presencia de claros (observación personal) lo que podría indicar un mayor grado de alteración y consecuente desarrollo de especies que puedan adaptarse a estas condiciones haciendo que el bosque se vuelva más simple en composición y como consecuencia menos diverso. Los valores de diversidad en dos de los fragmentos es superior al valor presentado en condiciones de interior.

Los valores de riqueza que se presentan en el Cuadro 2, señalan que el fragmento más rico, denso y con mayor abundancia de individuos es el 1, esto puede deberse a las características del fragmento que presenta un menor grado de intervención que el resto de los sitios estudiados (observación personal), el fragmento de menor riqueza es el 4, menos denso y menos abundante para esta categoría diamétrica.

En este mismo sentido, estudios hechos por Metzger (2000) en bosques húmedos tropicales de la zona Atlántica de Brasil, revelaron que la riqueza y abundancia de especies están fuertemente relacionadas con el tamaño del fragmento y la capacidad de dispersión de las especies. De la misma manera, Laurance (1991, 1997) señala que la abundancia y riqueza de los fragmentos puede verse influida por el grado de intervención y tamaño de los mismos, ya que fragmentos pequeños presentan mayor grado de alteración por efectos de borde y pérdida del núcleo central del bosque.

² Zamora, N. 2001. Botánico. InBio, Costa Rica.

En los sitios encontramos también especies como *Anacardium excelsum* con diámetros y altura de 30 y 40 m lo que podría favorecer incluso la presencia de mamíferos grandes y pequeños (*Allouata palliata*, mono araña y mono tití) y especies como *Virola surinamensis* que atraen gran cantidad de vertebrados que podrían facilitar o interferir en el proceso de dispersión y regeneración. Estudios donde se compara áreas abiertas con condiciones de interior señalan que áreas abiertas muy expuestas a la presencia de mamíferos grandes o pequeños podrían disminuir la riqueza de especies por predación y pisoteo de semillas (Waser y Price 1981; Belsky 1986; Dickinson y Kirkpatrick 1986).

Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar de las variables de respuesta por parcela de 20m x 40m en los bosques fragmentados húmedos tropicales, sector Las Pavas, Zona del Canal de Panamá.

Variable	Cat. Diam.	Sitios estudiados					P ¹
		Frag 1	Frag 2	Frag 3	Frag 4	Interior	
Nº Familias	>10 cm dap	18 ± 1,41	17,2 ± 1,3	13,4 ± 1,98	10 ± 2,74	15,67 ± 1,15	0.0043
	1-9.9 cm dap	11,4 ± 1,82	13,8 ± 2,49	14 ± 2,12	12 ± 2,45	10,33 ± 4,04	0.1076
	< 1cm dap	21,2 ± 3,63	18,8 ± 1,92	19 ± 2,24	20,6 ± 1,52	15 ± 2,0	0.4929
Nº Géneros	>10 cm dap	22 ± 1,7	21,8 ± 1,81	16 ± 0,92	10,2 ± 3,0	20,67 ± 4,04	0.0575
	1-9.9 cm dap	16,2 ± 4,09	19,2 ± 3,19	18,2 ± 3,42	18,4 ± 3,29	13,67 ± 6,51	0.2424
	< 1cm dap	28,6 ± 7,23	23,4 ± 2,3	26 ± 4,24	30,6 ± 2,51	16,67 ± 3,06	0.3143
Riqueza (S)	>10 cm dap	23,4 ± 2,49	23,2 ± 1,64	17 ± 0,92	11,8 ± 3,83	21 ± 3,46	0.0053
	1-9.9 cm dap	17,2 ± 3,96	20,6 ± 3,58	18,4 ± 3,85	21 ± 2,24	14 ± 6,0	0.1449
	< 1cm dap	31,8 ± 8,44	25,6 ± 2,07	29,2 ± 5,26	38,4 ± 2,61	16,67 ± 3,06	0.0674
IVI ²	>10 cm dap	37,6 ± 6,7	42,7 ± 6,7	56,8 ± 4,5	69,6 ± 12,2	43,2 ± 6,1	0.0007
	1-9.9 cm dap	54,5 ± 12,3	50,1 ± 7,7	66,3 ± 5,2	52,1 ± 6,6	64,2 ± 12,6	0.0222
H' ³	>10 cm dap	2,87 ± 0,39	2,91 ± 0,19	2,43 ± 0,20	1,98 ± 0,41	2,67 ± 0,19	0.0048
	1-9.9 cm dap	2,56 ± 0,22	2,67 ± 0,16	1,97 ± 0,25	2,69 ± 0,18	2,31 ± 0,54	0.0006
	< 1cm dap	2,95 ± 0,19	2,75 ± 0,22	2,65 ± 0,10	3,00 ± 0,17	2,65 ± 0,19	0.0164
Simpson	>10 cm dap	0,040 ± 0,017	0,049 ± 0,019	0,104 ± 0,026	0,190 ± 0,088	0,084 ± 0,044	0.17
	1-9.9 cm dap	0,075 ± 0,032	0,069 ± 0,021	0,263 ± 0,074	0,079 ± 0,028	0,107 ± 0,074	<0,0001
	< 1cm dap	0,081 ± 0,021	0,090 ± 0,038	0,119 ± 0,029	0,079 ± 0,027	0,047 ± 0,013	0.2736
α ⁴	>10 cm dap	29,878 ± 14,460	22,991 ± 5,93	9,695 ± 2,956	6,378 ± 2,683	11,126 ± 3,756	0.0025
	1-9.9 cm dap	15,403 ± 4,855	15,294 ± 4,238	7,701 ± 2,272	17,069 ± 6,849	12,767 ± 4,127	0.0881
	< 1cm dap	22,984 ± 5,870	13,457 ± 2,792	13,319 ± 1,216	16,804 ± 3,010	20,445 ± 7,059	0.0008

1 Resultados de la prueba F del ANDEVA respecto a variación entre fragmentos

2 Porcentaje del índice de valor de importancia para las cinco primeras especies con mayor IVI por fragmento

3 Índice de diversidad Shannon

4 Índice de diversidad a de Fisher

Si los datos de los fragmentos de bosque de Las Pavas - <10 ha - se comparan con lo que ocurre en Barro Colorado un fragmento de 1500 ha que ha sido aislado por la inundación del lago Gatún se puede notar que los valores de diversidad y riqueza son superiores en Barro

Colorado, tal y como afirma Laurance (1997) fragmentos grandes contienen mayor cantidad de especies y mayor diversidad.

Cuadro 3. Valores promedios de las variables de respuesta por parcela de 40 m X 100 m en Barro Colorado, Panamá, 1995

Variables	Promedios
Abundancia ¹	173.67
Área basal ²	27.08
N° de Familias	28.67
N° de Géneros	48.33
Riqueza (S)	56.33
IVI ³	34.21
H' ⁴	3.91
Simpson	0.03
α ⁵	37.91

1. Abundancia de número de individuos ha⁻¹ por parcela de 40 m X 100m

2. m² h⁻¹

3. Porcentaje de Índice de valor de importancia para las cinco primeras especies con mayor por parcela de 40 m X 100m

4. Índice de diversidad Shannon

5. Índice de diversidad alfa de Fisher

Barro Colorado no fue tomado como testigo, por ser una isla y por estar situado a gran distancia de los fragmentos de Las Pavas. El testigo que fue utilizado es un fragmento de menor tamaño (585 ha) que la isla y aparentemente presenta evidencias de haber sido aprovechado en el pasado, dado a su composición de especies la cual es bastante similar a los sitios estudiados.

3.2 Diversidad florística y composición del sotobosque

3.2.2 Latizales (1-9.9 cm dap)

En un área total muestreada de 0.0175 ha para esta categoría de tamaño se pudo encontrar un total de 43 familias con 106 géneros y 146 especies para un total de 1088 identificados. Las familias más abundantes fueron Rubiaceae, Moraceae, Flacourtiaceae, Fabaceae/Papilionoideae y Arecaceae (Anexo 1b)

Todos los fragmentos presentaron un número superior de familias comparados con las parcelas de condición de interior, es este sentido, el fragmento 3 presentó el mayor número promedio de familias.

Los géneros más ricos en especies fueron *Guarea*, *Inga*, *Miconia*, *Eugenia* y *Casearia* (Anexo 1b). Estos resultados coinciden con estudios de vegetación hechos por Knight (1975) en Barro Colorado y Blum (1968) en la parte Pacífica de la Zona del Canal de Panamá donde señalan que áreas recién abandonadas son colonizadas rápidamente por especies pioneras, como es el caso de los géneros citados, exceptuando *Guarea* y *Eugenia*, afirmaciones similares fueron hechas por Webb (1972) y Ross (citado por Richards 1955)

El mayor número de especies promedio en 0.0175 ha lo encontramos en el fragmento 4, seguido del 2 y 3 (Cuadro 2). A nivel de todos los fragmentos, las especies más abundante fueron *Coussarea curvigemnia*, *Quassia amara*, *Heisteria concina*, *Sorocea affinis* y *Tetragastris panamensis* (Anexo 1b). Resultados similares a la presentados en este estudio pueden observarse en las investigaciones hechas por Knight (1975) en Barro Colorado y Blum (1968) en la parte Pacífica de la Zona del Canal de Panamá.

Para especies entre 1 y 9.9 cm de dap existen diferencias aparentes para la variable diversidad, entre los fragmentos de bosque a nivel de parcelas de 0.175 ha, los cuales son significativas para las variables Índice de diversidad Shannon y Simpson, aunque el valor de alfa se aproxima mucho a significancia estadística al hacer la prueba (Cuadro 2). El fragmento de bosque con mayor diversidad es el 4 y el menos diverso es el fragmento 3.

3.2.3 Brinzales: Plántulas >20cm de altura y < 1 cm dap.

En el caso de las plántulas se encontró un total de 2153 individuos distribuidos en 53 familias, con 122 géneros y 186 especies en un área total muestreada de 0.3224 ha

Para esta categoría diamétrica, las familias con mayor número de géneros fueron Rubiaceae, Fabaceae/Papilionoideae, Sapindaceae, Moraceae, Flacourtiaceae Bignoniaceae y Apocynaceae (Anexo 1c). Los datos coinciden con estudios hechos en Barro Colorado por Hubbell y Foster (1986b) donde se señala una alta abundancia de especies e individuos para estas géneros.

La mayor cantidad de individuos, se encuentra dentro de la familia Rubiaceae, seguidos de Bignoniaceae y Moraceae. Los géneros con mayor número de especies fueron

Psychotria, *Inga*, *Paulinia* y *Eugenia*. La especie más abundante fue *Phryganocydia corymbosa*, seguida de *Coussarea curvigernia* y *Sorocea affinis* del total de individuos identificados (Anexo 1c)

Al analizar las condiciones de los fragmentos de bosque de Las Pavas cerca de áreas perturbadas se espera encontrar un alto porcentaje de individuos colonizadores de sitios abiertos, ya que las condiciones de luminosidad favorecen su desarrollo y ocupación, muchas de estas especies germinan y crecen rápidamente bajo estas condiciones. (Brokaw 1985; Williams-Linera 1990)

Para el estudio de las plántulas con altura superior a los 20 cm y diámetros menores a 1 cm de dap en un área total de 0.3224 ha, se encontró que el fragmento más diverso fue el fragmento 1 y el menos diverso es el 3 (Cuadro 2), datos similares se observan para la categoría de fustales, los valores de diversidad en esta categoría diamétrica en todos los fragmentos son menores al compararlos con las condiciones de interior, lo cual es opuesto a los valores esperados ya que estudios señalan que los valores de abundancia y riqueza en área expuestas a alta luminosidad como es el caso de áreas fragmentadas son mayores debido a la rápida ocupación de especies demandantes de luz (Whitmore 1975; Brokaw 1987 y Hubbell y Foster 1987; Williams-Linera 1990).

La investigación de Rodríguez (1997) en Brasil, demostró que la densidad de los árboles de tipo pionero o colonizadores de sitios abiertos se reduce hacia el interior del bosque donde las condiciones de luminosidad son más bajas y a 30 metros del borde se observó una baja densidad de especies pioneras y de brinzales. Por su parte la humedad del aire aumenta hasta una profundidad de 38 metros dentro del bosque. El autor explica esta dinámica y la baja densidad a los 30 metros debido a que en esta zona el microclima menos seco que cerca de la orilla además es más oscuro como en el centro del fragmento, también se mostró que la reducción en densidad de especies a 30 metros dentro del bosque es mayor en los fragmentos pequeños debido, probablemente, a la poca capacidad amortiguadora de éstos. En estos fragmentos se observó también una disminución en la diversidad de especies pioneras o heliófitas, lo que puede deberse a las condiciones de microsítio y en su defecto especies tolerantes a la sombra (los árboles pequeños) se ubican en una fase intermedia con poca luz y condiciones más adversas lo que causa una

disminución del número de especies presentes este proceso que se conoce como "empobrecimiento de especies", tanto pioneras como menos tolerantes (Rodríguez, 1997).

3.3 Estructura en fragmentos de bosque

3.3.1 Vegetación arbórea (≥ 10 cm dap)

Los valores de abundancia presentados en el Cuadro 4 muestran que para las especies vegetales ≥ 10 cm de dap dos de los fragmentos presentan valores inferiores a las condiciones de interior del bosque.

Cuadro 4. Valores promedios de todas las parcelas 20 m x 40 m y desviación estándar de las variables estructurales en todos los fragmentos estudiados. Las Pavas, Zona del Canal de Panamá

Variable	Cat. Diam.	Sitios estudiados					p ¹
		Frag.1	Frag.2	Frag.3	Frag.4	Interior	
Abundancia ²	>10 cm dap	37,2 ± 2,1	40,8 ± 3,0	48,2 ± 4,7	35 ± 8	43,67 ± 10,0	0.051
	1-9.9 cm dap	32,8 ± 9,9	45,2 ± 9,2	78,2 ± 9,4	46 ± 11,6	25,67 ± 12,5	0.0004
	< 1cm dap	74,2 ± 38,1	78,8 ± 12,9	109 ± 36,4	153 ± 34,8	26 ± 3,0	0.0468
Área basal ³	>10 cm dap	28,9 ± 9,0	30,3 ± 10,3	24,3 ± 8,6	24,3 ± 3,4	22,3 ± 6,3	0.0749
	1-9.9 cm dap	3,0 ± 1,0	4,4 ± 0,9	6,1 ± 1,5	2,9 ± 1,2	4,5 ± 3,2	0.0018

Abundancia de número de individuos ha⁻¹
m² ha⁻¹

Para los 4 fragmentos los valores de área basal mantienen una proporción muy similar en las dos primeras clases diamétricas, el fragmento 4 presenta un mayor valor de área basal para la categoría de 10-19 cm dap, seguido del fragmento 3, mientras que para el total de los sitios estudiados el mayor valor de área basal total se encuentra en el fragmento 2, seguido del 1 y los que menor porcentaje de área basal tienen son los fragmentos 4 y 3 con los mismos valores promedio (Cuadro 4). Las pruebas estadísticas señalan que no existen diferencias significativas entre los fragmentos para esta variable, aunque el valor de la probabilidad se acerca mucho a 0.05.

Los datos de abundancia por clase diamétrica en todos los fragmentos investigados señalan que para un total de 931 individuos ≥ 10 cm de dap (Cuadro 5) los valores de la mayoría de los individuos para esta variable se ubican entre las clases diamétricas inferiores

(10 – 49.9 cm de dap), la baja proporción de individuos en las clases diamétricas superiores a los 70 cm de dap podría ser un indicativo del grado de intervención que han sufrido estos sitios.

El fragmento 2 a diferencia del resto, tiene un alto valor de área basal en la categoría >110 (Cuadro 3) aquí las especies de mayor diámetro son *Anacardium excelsum*, *Dipteryx panamensis* y *Triplaris cumingiana* ubicadas en las clases diamétricas de 90 –99 cm dap y >110 cm dap, estas especies son de crecimiento lento (Cóndit et al. 1993) lo que nos da una fuerte impresión de que la presencia de especies con tan altos valores de área basal es un indicativo de que son remanentes de la vegetación original de estos bosques que se encontraban presentes en el área antes de la perturbación.

En los sitios de estudios de Las Pavas se encontraron especies similares a las presentes en Barro Colorado para las cuales Cóndit et al. (1993) señalan que existen unas cuantas especies de crecimiento y que las mismas desarrollan mayor área basal en menor tiempo, la mayoría de estas especies son identificadas como especies pioneras. Además Welden et al. (1991) publicaron un índice de crecimiento para especies como *Cecropia*, *Cordia*, *Jacaranda*, *Spondias* y *Zanthoxylum* las cuales tienen un rápido crecimiento en sus primeras etapas de desarrollo, todas estas especies están presentes en los sitios estudiados en Las Pavas. El crecimiento y posterior desarrollo de área basal de una especie puede estar afectado por el tamaño del fragmento (Espinoza y Butterfield 1992), y por factores de competencia por nutrientes o por luz (Finegan 1999).

Cuadro 4. Área basal en porcentaje en individuos ≥ 10 cm dap por fragmentos de bosque

Frag.		Categorías diamétricas											TOT.
		10-19	20-29	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-89	90-99	100-109	≥ 110	
F1	G	17.6	19.0	21.7	21.7	7.6	6.8	0.0	5.6	0.0	0.0	0.0	24.0
	N	277.5	90.0	50.0	32.5	7.5	5.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	465.0
F2	G	18.3	12.4	11.7	10.7	6.1	5.6	0.0	4.6	6.4	0.0	24.3	30.3
	N	350.0	77.5	35.0	22.5	7.5	5.0	0.0	2.5	2.5	0.0	7.5	510.0
F3	G	24.0	19.4	20.9	15.6	11.5	3.7	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	24.4
	N	400.0	105.0	55.0	25.0	12.5	2.5	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	602.5
F4	G	33.1	31.1	21.8	10.3	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.4
	N	300.0	92.5	32.5	10.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	437.5
C. Inter..	G	24.2	16.7	13.1	27.8	3.8	5.5	8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	22.3
	N	383.3	79.2	33.3	37.5	4.2	4.2	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	545.8
BCI	G	1.9	2.0	2.0	2.2	0.7	1.0	1.1	1.6	0.3	0.7	0.0	13.5
	N	127.9	41.3	20.8	14.6	2.9	2.9	2.5	2.9	0.4	0.8	0.0	217.1

Cuando se da la formación de un claro o se crea un fragmento de bosque muchas especies de diámetros grandes las cuales tienen mayor área basal mueren y son reemplazadas por un mayor número de especies con diámetros menores (Aide 1987; Hubbell y Foster 1986; Welder et al. 1991)

En el caso de las especies dominantes la mayoría son heliófitas efímeras y durables ubicadas principalmente entre las clases 10-49.9 cm dap. Un caso especial es *Terminalia amazonia* para la cual se observó un gran número de individuos con diámetro grandes en todos los fragmentos, lo que incrementa los valores de área basal para los sitios, interesante señalar que esta especie se ha mantenido como remanente ya que de acuerdo a las entrevistas hechas a personas de la comunidad, no hay extracción de madera desde hace unos 15 a 25 años, además que por la característica de la madera de esta especie y por su valor comercial esta no es atractiva (Deago³ comunicación personal).

3.3.2 Latizales 1-9.9 cm dap

Los datos de abundancia señalan que para la categoría ente 1 y 9,9 cm de dap, los valores de todos los fragmentos son superiores a las condiciones de interior, la prueba estadística señala que existen diferencias significativas para esta variable y el análisis

comparativo establece que el fragmento con condición de interior es diferente a todos los otros fragmentos en el estudio, en este caso el fragmento de bosque 3 presenta un mayor número promedio de individuos seguido del 4 y 2 respectivamente (Cuadro 4). Esta abundancia puede ser atribuida a la cantidad de iluminación que recibe el sitio, ya que durante la investigación se pudo apreciar claramente que estas zonas habían sido alteradas en fechas más recientes que los fragmentos 1 y 2, tal vez la diferencia radica sólo en un par de años, pero en este bosque 3 además había una mayor cantidad de claros.

Los resultados presentados en el Cuadro 5, señalan que en cuanto a abundancia los individuos con diámetros entre 1-4.9 cm de dap dominan el sotobosque con más de las tres cuartas partes del porcentaje total; sin embargo, el mayor porcentaje del área basal se encuentra en las especies entre 5-9.9 cm de dap.

En el fragmento 4 el 95% de los individuos se encuentran entre la categoría de 1-4,9 cm dap y el porcentaje de área basal representa un 66%, el mayor valor para esta categoría diamétrica si se comprara con el resto de los fragmentos y la condición interior.

En el caso del fragmento 1 y 3 para la variable área basal las distribuciones de las clases diamétricas son uniformes con un valor cercano al 50% en cada categoría. El fragmento 3 presenta el mayor valor de área basal al compararlo con el resto de los fragmentos investigados (Cuadro 4). A diferencia de los fustales en esta categoría de latizales las pruebas señalan que existen diferencias estadísticamente significativas entre fragmentos (Cuadro 2). En tal sentido, Knight (1975) señala que para categorías ≥ 2.5 cm dap pueden darse dos patrones: 1. que las especies se reproduzcan rápidamente y puedan ocupar los nichos dejados por los árboles grandes que desaparecen del bosque, lo que justificaría una alta abundancia de individuos ubicados en esta clase diamétrica con un alto valor de área basal en esta categoría ó 2: que la alta tasa de mortalidad en estas clases diamétricas limite el desarrollo de las mismas y por lo tanto las especies que mueren pueden ser reemplazadas por otras con mejor adaptación a las características del sitio, pero con menores valores de área basal.

Para la variable abundancia en la categoría de brinzales, el fragmento más abundante es el 4 y el menos abundante el 1 (Cuadro 4). Con relación a la abundancia es

³ Deago, J. 2001. Diversidad de los bosque de las Pavas, Instituto de Investigación Tropical, Smithsonian, Panamá

conveniente señalar que el fragmento 4, ha sido alterado recientemente, con evidencia de extracción de especies; aunado a esto, la construcción de una carretera cerca al sitio ha abierto una gran cantidad de claros que favorecen la regeneración en el bosque, también se pudo corroborar que la influencia del viento en el sitio es mayor que el resto de los fragmentos muestreados ya que por una de las partes hay un potrero lo que favorece la dispersión de semillas en el sitio.

3.4 Similitud

Existe una tendencia de incremento directamente proporcional del valor de similitud de Czekanowski (Greig-Smith 1983) cuando se comparan categorías diamétricas opuestas, al hacer comparaciones entre fustales con brinzales, el valor de similitud que se refleja es bajo, esto es de esperar ya que muchas especies de rangos diamétricos muy pequeños mueren o son especies pequeñas de sotobosque que nunca alcanzan la categoría de latizal o fustal y por lo tanto no se incorporan a la siguiente clase diamétrica superior esto hace más evidente la diferencia entre estas comunidades de individuos, mientras que si la comparación se hace entre fustales y latizales el valor aumenta, esto debido a que muchas especies de latizales al alcanzar un estado avanzado de desarrollo pasan a la categoría diamétrica superior (fustal). Los valores de similitud alcanzan su valor máximo al hacer la comparación de categorías diamétricas inferiores, brinzales con latizales, que guardan una estrecha relación entre sí, ya que las especies con diámetros pequeños (brinzales), si logran sobrevivir las primeras etapas de desarrollo pasan al siguiente nivel superior y por lo tanto comparten muchas especies comunes; lo que hace a estas comunidades muy similares (Figura 5).

Lo más sobresaliente de este estudio es que los fragmentos de bosque de Las Pavas son diferentes entre ellos en cuanto a composición, diversidad y estructura, existe además una fuerte similitud de composición dentro de las parcelas en los fragmentos. La dominancia de especies está caracterizada por pioneras y colonizadoras de sitios abiertos que han logrado adaptarse a las condiciones que estos sitios ofrecen.

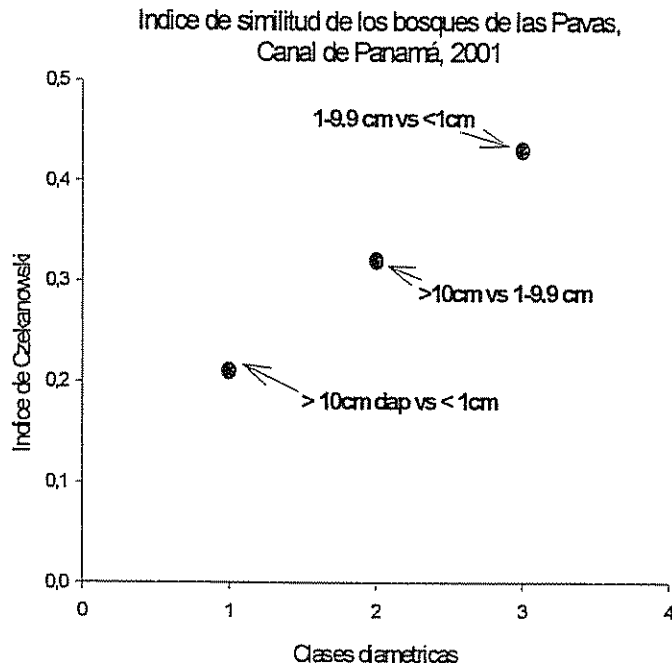


Figura 4. coeficiente de Similitud de Czekanowski entre categorías de tamaño de vegetación para el total de información de los cinco sitios

En los fragmentos el análisis de la estructura señala una alta abundancia de individuos en las categorías diamétricas menores a los 50 cm de dap y una proporción muy baja e incluso inexistente en algunos fragmentos de especies con diámetros mayores a los 70 cm de dap. Como consecuencia los valores de similitud entre las categorías diamétricas estudiadas son muy bajo, lo que nos lleva a considerar que como estos fragmentos no fueron seleccionados al azar la diferencias pueden ser producto del azar y no del muestreo utilizado en el estudio.

La regeneración es un proceso clave para el mantenimiento y recuperación de los fragmentos de bosque, por tal razón se requiere un minucioso monitoreo y control de las prácticas de extracción que causen el menor daño posible a los sitios. Además, como en la zona existe una gran cantidad de especies que podrían ser fuentes semilleras necesarias para la regeneración es necesario regular las prácticas de control de malezas para disminuir la mortalidad de las plántulas que podrían ser provocadas por un manejo inadecuado y una excesiva aplicación de agroquímicos a las plantaciones de teca que rodean los fragmentos de bosque.

6. Literatura citada

- Aide, TM. 1987. Limbfalls a major cause for sampling mortality for tropical forest plants. *Biotropica* 19:284-285.
- ANAM. 1999. Informe Ambiental de Panamá 1999. Impreso en Costa Rica. 101 pp.
- ANCON. 1995. Evaluación Ecológica de la Hidrografía del Canal de Panamá. República de Panamá. 98 pp.
- Bell, CR. 1970. Soil distribution and germination experiment. A tropical Rain Forest (Ed by H T Odum y RF Pigeon) pp177-188. U.S. Atomic Energy Commission. Oak Ridge TN.
- Belsky, A J. 1986. Revegetation of artificial disturbances in grasslands of the Serengeti National Park. Tanzania. *Journal of Ecology*. 74:419-437.
- Bennett, A F. 1999. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza. IUCN. 254p.
- Blum KE. 1968. Contributions toward and understanding of vegetational development in the Pacific lowlands of Panama. PhD Thesis. Florida State University. Tallahassee. 119p.
- Brokaw NVL. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 72:777-795
- _____. 1987. Gap-phase regeneration of three pionner tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology*. 75: 9-19
- Colwell, RK. 1997. EstimateS Statistical stimation of species richness and shared species from samples. Version 5 User's Guide and application (On line) Available <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Cóndit, R., S. Hubbell y R. Foster. 1993. Identifying fast-grow native trees from the Neotropics using data from a large, permanent census plot. *Forest Ecology and Management*. 62 123-143. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.
- Curtis, JF. y McIntosch, RP. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology (EEUU)* 31(3):434-450.
- Delgado, D. y Finegan, B. 1999. Biodiversidad vegetal en Bosques Manejados. *Revista Forestal Centroamericana* 25: 14-20.
- Dickinson, KJ y Kirkpatrick, JB. 1986. The impact of grazing pressure in clearfelled, burne and undisturbed eucalypt forest. *Vegetatio* 66:133-136.
- Espinoza, C.M. y Butterfield R. 1992. Adaptabilidad de 13 especies nativas maderables bajo condiciones de plantación en las tierras bajas húmedas del Atlántico, Costa Rica. In: R. Salazar (Editor), Manejo y aprovechamiento de plantaciones forestales con especies de uso múltiple. Actas Reunión IUFRO, Guatemala, 3-7 de abril 1989. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47:295-321.
- Fundación Natura; ARI. 1994. Memoria de la Evaluación Rural Participativa, Panamá. Sp.
- Henderson, A., Galeano, G y Bernal, R. 1995. Palms of the Americas. Field Guide to the Palms of the Americas. Princeton University Press, New Jersey USA. 353 p.
- Heywood, V.H.; Baste, I.; Gardner, K.A.; Hindar, K.; Jonsson, B.; Schei, P. 1995. Introduction. In Heywood, V.H.; Watson, R.T. eds. *Global biodiversity assesstement*. Cambridge, Cambridge University Press. P. 5-19.
- Hubbell, SP. y Foster, RB. 1983. Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. In: S.L. Sutton, T.C. Withmore and A.C. Chadwick (Editors), *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific, Oxford, pp 25-41.
- Hubbell, SP. y Foster, RB. 1986a. Commonnes and rarity in a neotropical forest: implication for the tropical trees conservation. Pages 205-231 in M E Soulé, editor. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Suderland, Massachusetts, USA.
- _____. 1986b. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. Pages 77-96 in M J Crawley, editor. *Plant Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, England.
- _____. 1987. La estructura espacial en gran escala de un bosque neotropical. *Biología Tropical* 35 (Supl. 1) 7-22.
- Knight, D. 1975. A phytosociological analysis of species rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45(3): 259-284.
- Kovach, WL. 1994. *Multivariate Statistical Package, Versión 2.1*. Kovach computing services, Pentraeth, Wales.
- Laurance, WF y Jensen, E. 1991. Predicting the impacts of edges in fragmented habitats. *Biology Conservation* 55:77-92
- _____. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolate rainforest reserve in tropical Australia. Pages 71-83 in WF Laurance and RO Bierregaard, Jr. editors. *Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago press. Chicago.
- _____. L. Ferreira, J. Rankin-de Merona, S. Lawrence, R. Hutchings, T. Lovejoy. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonia Tree Communities. *Coservation Biology* 12(2):460-464
- León, M A. 1998. Condiciones Socioeconómicas en el área del Proyecto Ecoforest, Lago Gatún, Panamá. 71 Pág.
- Lovejoy, TE., RO. Bierregaard, Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart, and M. B. Hays

1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pages 257-285 in M. E. Soule, editor. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.

Mateucci, A y Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. OEA. Washington. 168 p.

Magurran, A. 1988. Diversidad ecológica y su medición. Traducción Dra. Antonia M. Círer. 200 p.

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

Noss, R. 1995. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology 4(4):335-380.

Pielou, E. 1995. Biodiversity versus old-style diversity- measuring biodiversity for conservation. In: Boyle, T. J. y Boontawee, B. (eds.) Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. Proceeding of a IUFRO symposium held at Chianf Mai, Tayland. CIFOR, Malaysia. p5-17.

Putz, FE. 1983. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneers trees on Barro Colorado Island, Panama. Ecology, 64:956-965.

_____ y Brokaw, NVL. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. Ecology 70(2):508-512.

Richards, PW. 1955. The secondary succession in the tropical rainforest. Sci. Prog. 43:45-57.

Saunders, DA. Hobbs, R.L. y Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem Fragmentation: a review. Conservation Biology 5:18-32.

Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds.) 1996. Forest Patch in Tropical Landscapes. Island Press, Washington, DC.

Snedaker, SC. 1970. Ecological studies on tropical moist forest succession in eastern lowland Guatemala. PhD. Thesis. University Florida, Gainesville. 131p.

Sokal, RR, Rohlf, FJ. 1981. Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research, second edn. Freeman, New York. P 887.

Vásquez-Yanes, C y Smith, H. 1982. Phytochrome control of seed germination in the tropical rain forest pioneer trees *Cecropia obtusifolia*, and *Piper auritum* and its ecological significance. New Phytologist 92:477-485.

_____ y Orozco-Segovia, A. 1985. Posibles efectos del microclima de los claros de la selva, sobre la germinación de tres especies de árboles pioneros: *Cecropia obtusifolia*, *Heliocarpus donnell-smithii* y *Piper auritum*. Investigaciones sobre las Regeneraciones de Selvas Altas en Veracruz, México II (Ed by A. Gómez-Pompa y S Del Almo). Pp 241-253. INIREB. Editorial Alhambra Mexicana, Mexico.

- Waser, NM y Price MV. 1981. Effects of grazing on diversity of annual plants in the Sonora Desert. *Oecologia*. 50:407-411.
- Welden, CW, S W. Hewett, S P. Foster y R B. Hubbell. 1991. Survival, growth, and recruitment of saplings in canopy gaps and forest understory on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 72:35-50.
- Wesson ,G y Wareing, P. 1969. The role of light in germination of naturally occurring , populations of buried weed seeds. *Journal of Experimental Botany*.20:403-413.
- Whitmore, TC. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pages 3-12 in WF Laurance and RO Bierregaard, Jr. editors. *Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago press. Chicago.

Variación de las características de la comunidad vegetal en relación al efecto de borde en fragmentos de bosque, Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá.

Resumen

Hay pocos estudios hechos sobre efectos de borde en la composición, diversidad y estructura de la vegetación en fragmentos de bosques tropicales, en este sentido, los estudios de efectos de borde en los fragmentos de bosque en Las Pavas, cuenca del Canal de Panamá, son una herramienta importante para conocer lo que ocurre a nivel de bosques tropicales fragmentados.

Para esta investigación se estableció en cada fragmento de bosque un total de 5 parcelas de 20 m x 40 m, las cuales se ubicaron de manera consecutiva desde la orilla hacia el interior del bosque a distancias de 20, 40, 60, 80 y 100 m, se evaluaron las variables, abundancia, número de familias, géneros, especies, índice de valor de importancia, área basal y diversidad determinadas por los índices de Shannon - Wiener, Simpson y Alfa para tres categorías diamétricas: fustales (≥ 10 cm dap), latizales (1-9.9 cm dap) y brinzales (plántulas mayores de 20 cm de altura y menor a 1 cm de dap). Los valores presentados son el promedio para las 5 categorías de distancias evaluadas en los 4 fragmentos estudiados.

No hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) al hacer los análisis de las variables consideradas por categoría de distancia. Los fragmentos estudiados presentan áreas pequeñas y han sufrido diferentes grados de alteración, aunque este hecho no fue un factor estudiado directamente, por estas consideraciones, ha sido imposible detectar efectos de borde.

Los resultados para los datos de composición, abundancia, riqueza y diversidad recalcan que los sitios más alterados presentan mayor número de individuos para clases diamétricas inferiores en todas las categorías de distancia estudiadas, todas estas variables no presentan diferencias significativas para ninguna categoría de distancia, sin embargo para la variable árboles muertos se observó que el bosque con mayor alteración presenta un número mayor de árboles muertos caídos y en pie y que en todos los sitios los mayores valores para esta variable se encuentran muy cerca al borde hasta unos 40 m hacia el interior.

Palabras claves: fragmentos de bosque, efecto de borde, Canal de Panamá, Bosque húmedo tropical, árboles muertos

1. Introducción

El efecto de borde en un hábitat fragmentado es una área de influencia o de cambio de variables bióticas y abióticas que varía en extensión dependiendo del tamaño y de la edad de formación del mismo (Bennett 1999). Diversos factores ambientales como la radiación solar, humedad, temperatura y velocidad del viento afectan el bosque desde el borde y pueden alterar el microclima, la estructura, la composición y diversidad de especies. Hay una gran variación en el grado de influencia que el borde puede ejercer dependiendo de las características del mismo y del contraste entre el bosque y el tipo de hábitat adyacente por ejemplo: si es un cultivo, un pastizal o una urbanización (Bennett 1999; Laurance 1991; Ferreira y Laurance 1997).

De estudios realizados en el área de San Blas en Panamá, en bosque húmedos de tierras bajas, hechos en transectos de 100 m desde áreas de pastizal hacia el interior del bosque, se reportó que dentro del bosque la temperatura cerca del borde se incrementó y la humedad relativa decreció a unos 15 m del borde considerando edades de formación del borde que fluctuaron entre 0.8 y 12 años. Estos cambios estuvieron relacionados a cambios en la composición, abundancia y riqueza de las especies vegetales presentes en el sitio de estudio (Williams-Linera 1990b).

El impacto del efecto de borde para algunas áreas; bajo determinados tamaños y formas irregulares es muy intenso, ya que áreas pequeñas pueden perder el núcleo del bosque cuyos hábitat son requeridos por ciertas especies (Bennett 1999; Forman 1995). En un estudio de fragmentos de bosques húmedos tropical en el Norte de Paraná, Brasil, Rodríguez (1997), encontró que el 80% de estos fragmentos eran menores de 10 ha. En su investigación demostró que la densidad de los árboles de tipo pionero o colonizadores de sitios abiertos se reduce hacia el interior del bosque donde las condiciones de luminosidad son más bajas, y que aumenta cerca del borde donde estas especies encuentran sitios apropiados para su desarrollo.

El efecto de la fragmentación relacionado al efecto de borde ha sido estudiado porque las condiciones cercanas al borde del fragmento están influenciadas por el clima y las condiciones bióticas dependiendo de cuánto se aleje del núcleo y se espera que directa o indirectamente la interacción planta-polinizador pueda ser alterada y que los niveles de

polinización, producción de semillas y dispersión en las plantas sean afectados (Aizen & Feisinger 1994a; Murcia 1995; Shafer 1981; Aizen y Feinsinger 1994b citado por Laurance et al. 1998).

Laurance et al. (1998), en fragmentos de bosques húmedos tropicales de Manaus, Amazonía Brasileña, evaluaron los efectos de tres variables de predicción: la distancia al borde, el área del fragmento y la edad del fragmento, considerando tamaños variados de fragmentos de 1ha, 10 ha, y 100 ha. Los resultados señalan que a medida que aumenta la edad de formación del borde, en el fragmento decrece la tasa de daños y la mortalidad en la comunidad de árboles, dichos efectos son provocados por las alteraciones en las condiciones microclimáticas y el aumento en la turbulencia de los vientos cercanos al borde, en el caso de las distancias al borde la mortalidad y grados de alteración en las condiciones de bosque aumentan cuando se está más cerca del borde y en cuanto al tamaño, áreas pequeñas presentan mayor grado de alteración, mayor número de árboles muertos y cambios en la composición, diversidad y estructura.

Los claros ocasionados por caída de árboles y los efectos de borde ayudan a la diversidad de las plantas en los bosques tropicales ya que proporcionan oportunidades para ocupar nichos y favorecen la regeneración de plántulas (Welden et al. 1991).

La interacción de diversos tipos de fragmentos pequeños ayuda a proteger la diversidad a diferencia de lo que ocurre en fragmentos grandes que pueden contener un variable número de especies iguales o diferentes en diferentes tiempos o años. Por ende un mosaico de diferentes tipos de fragmentos pequeños pueden proveer hábitat para un máximo número de especies (Schelhas & Greenberg 1996).

La mayoría de la información colectada procede de estudios hechos en la Amazonía brasileña en fragmentos de bosque primario, con edades y características claramente definidas en los estudios que podrían no ser generalizables al comparar con lo que ocurre en otros fragmentos de bosque neotropical en condiciones naturales.

Esta investigación pretendió buscar relaciones entre las características de composición, diversidad, estructura y número de árboles muertos en pie y caídos de los fragmentos de bosque y la distancia al borde.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la región de Las Pavas dentro de la Cuenca del Canal de Panamá, en bosques fragmentados ubicados en la zona de vida de bosque húmedo tropical (Holdridge 1983) con temperaturas promedio de 26 °C, precipitación anual entre 2000 y 2500 mm, vientos moderados de unos 10 km²/ h y suelos de poca fertilidad, en un área que fue entregada en concesión en 1998 a la empresa reforestadora Ecoforest. Los fragmentos utilizados para este estudio fueron escogidos considerando tamaños entre 5 y 10 ha. El sitio en la actualidad tiene varias matrices que rodean a los fragmentos estudiados, algunas de estas matrices son plantaciones de *Tectona grandis* (teca), pajonales de *Saccharum spontaneum*, potreros y en algunos casos áreas extensas de bosque Figura 1

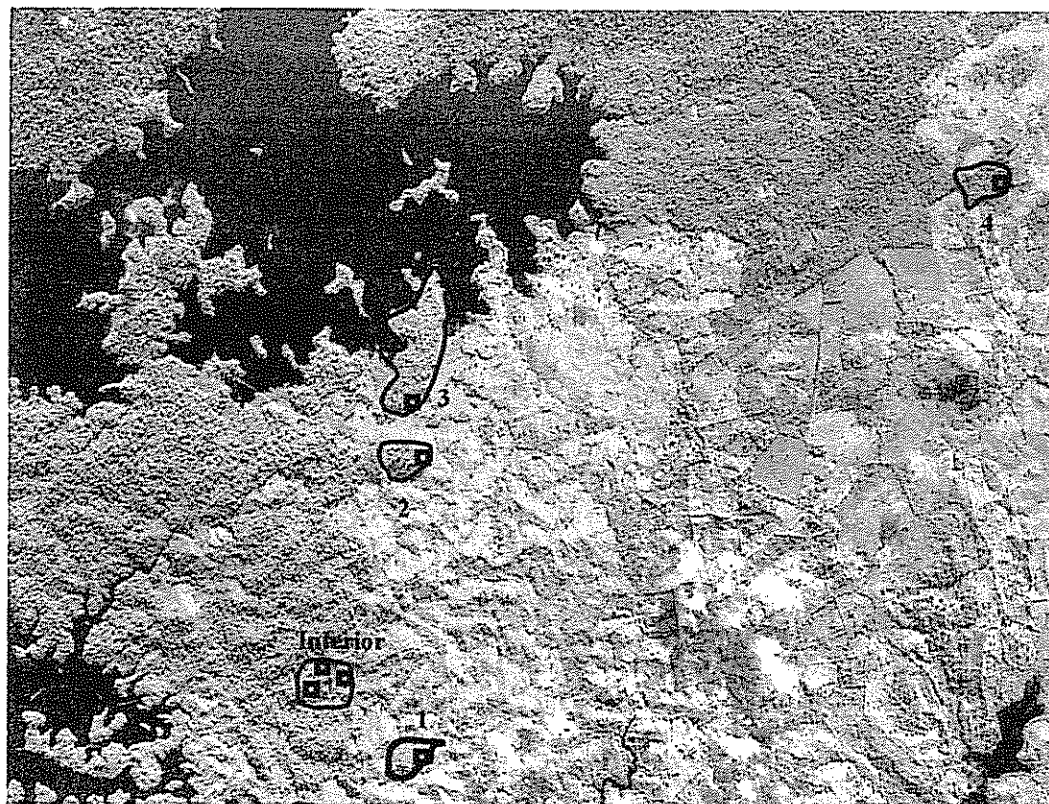


Figura 1. Área de estudio, Las Pavas, canal de Panamá, 2001

Así por ejemplo en fragmento de bosque 1 con un área de 6,2 ha se encontraba aislado por grandes pajonales de *Saccharum spontaneum*, que están siendo reemplazados por

plantaciones de *Tectona grandis*, entrevistas hechas señalan que en este sitio no ha habido intervención desde hace unos 20 años.

El fragmento 2 de 5,8 ha se encontraba en un área rodeada de pastizales de paja blanca (*Saccharum spontaneum*), plantaciones de *Tectona grandis* de un año y cercana a un área boscosa extensa de la cual lo separa una barrera de bambú y *Saccharum spontaneum*, aquí la historia refiere un periodo de no intervención de 18-20 años.

En caso del fragmento 3, el área era de 10,6 ha, donde se notaba un mayor grado de alteración que los dos anteriores (observación personal), rodeado de *Saccharum spontaneum* y a unos 250 m este, se encontraban áreas anegadas que colindaban con el Lago Gatún, en este sitio los trabajadores señalaron que no había habido intervención desde hace unos 20 años, sin embargo dentro del área se notaba una mayor proporción de claros que los fragmentos anteriores.

Por último el fragmento 4 fue de 7,9 ha. Este fue tal vez el fragmento de más reciente formación ya que su composición reflejaba una fuerte regeneración de especies pioneras y colonizadoras de sitios hostiles, además que en su interior había áreas de anegamiento en donde predominaba la palmera *Elaeis oleifera*. En su conjunto este sitio estaba rodeado por grandes pastizales dedicados a la ganadería extensiva, *Saccharum spontaneum* y una carretera que había sido construida para acarreo de material desde el lago y la cual separaba este fragmento de otro de mayor extensión. De acuerdo a comunicaciones del propietario del fragmento, éste no había sido intervenido desde hace unos 18 años.

Las parcelas de bordes se establecieron en dirección norte en cada fragmento y las tres parcelas de condición de interior, 300 m o más desde el borde, también fueron establecidas en la misma dirección, en un fragmento de unas 585 ha el cual estaba rodeado en uno de sus costados por *Saccharum spontaneum* y bordeado en su mayoría por el Lago Gatún.

2.2 Población muestral

2.2.1 Muestreo de la vegetación arbórea: En cada fragmento se establecieron 5 parcelas contiguas de 20 m x 40 m distribuidas en cinco categorías de distancias que iban de 20, 40, 60, 80 y 100 metros del borde: lo que hace un área de 0.4 ha por categoría de distancia y

tres parcelas de 20 m x 40 m con {área de 0.24 ha para condiciones de interior, 300 m o más desde el borde), para un área total de 1.84 ha. Dentro de cada parcela se midió, marcó, mapeó e identificó cada especie arbórea ≥ 10 cm de dap, incluyendo palmas, pero no las lianas.

2.2.2 Muestreo del Sotobosque:

- Latizales entre 1 y 9.9 cm de dap. Anidadas dentro de cada una de las parcelas de 20 m x 40 m se establecieron parcelas un total de 20 de 5 m x 5 m lo que representa un total de 20 parcelas por fragmento área de 0.005 ha por categoría de distancia evaluada en cada parcela para cada uno de los fragmentos estudiados. Dentro de cada parcela se midió, marcó, mapeó e identificó cada especie comprendida dentro de esta categoría diamétrica, sin incluir lianas.
- Brinzales mayores de 20 cm de altura y menores de 1 cm dap. Aquí se establecieron un total de 80 parcelas de 1 m x 1 m en cada parcela 40 m x 100 m por fragmento, lo que representa un área de 0.00005 ha en cada categoría de distancia en cada fragmento estudiado. Las parcelas se ubicaron en la parte sureste y anidadas dentro de las subparcelas de 5 m x 5 m y se procedió a medir, marcar, mapear e identificar cada especie encontrada, incluyendo lianas en ellas.

2.2.3 Árboles muertos en pie y caídos

Para el estudio de los árboles muertos en pie y caídos se contó y midió todo árbol muerto en pie o caído que se encontrara dentro de cada una de las parcelas de 20 m x 40 m en cada fragmento. También se evaluó el grado de descomposición de los mismos, para ello se utilizó un clavo de acero que fue marcado en 4 partes iguales, el mismo se introducía en el tronco sin ejercer presión hasta donde el tronco lo permitía 3 o 4 veces para obtener un promedio (modificado de Williams - Linera 1990). Se asignaron valores a cada división de la siguiente manera, I = 0-25 % de descomposición, II = 26-50% de descomposición, III = 51-75% y IV = 76-100%. Así mismo se asignaron dos códigos para ubicar el estado del árbol c = árbol muerto caído y s = árbol muerto en pie.

2.3 Análisis de los datos

Se obtuvo el número de familias, géneros, especies e individuos, IVI promedio de la suma de las 5 especies más abundantes, y los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson (Magurran 1988) y Alfa de Fisher (Colwell 1997) para caracterizar la composición del fragmento de bosque, mientras que las variables abundancia, área basal y distribución de clases diamétricas fueron utilizadas para medir la estructura de los fragmentos para cada una de las parcelas de 20 m x 40 m por distancia al borde, en las tres categorías de tamaños considerados para todos los sitios.

Se hizo un análisis de todas las variables antes mencionadas, a las cuales se les aplicaron pruebas comparativas ANOVA para significancia estadística $\alpha < 0.05$, para cada fragmento y categoría de distancia para determinar si existía o no influencia del efecto de borde sobre las diferentes variables.

También se calcularon el área basal total por especie y el índice de valor de importancia para cada especie (Curtis y McIntosh, 1950) en cada categoría de distancia escogida en los diferentes fragmentos estudiados en categorías diamétricas ≥ 10 cm dap y entre 1 - 9.9 cm dap. Todas las pruebas aplicadas en estos ensayos guardaban una $\alpha < 0.05$.

3. Resultados y discusión

3.1 Diversidad y Composición de la vegetación arbórea y del sotobosque en los fragmentos de bosque

En el Cuadro 1 se puede observar el resumen de los valores promedio por distancia al borde en los fragmentos de bosque estudiados para las variables número de familias, número de géneros, riqueza, IVI, y diversidad que determinan la composición y diversidad en cada una de las categorías de distancias evaluadas junto con los resultados de las pruebas de ANDEVA para categorías de distancias.

Para los índices de diversidad presentes en el Cuadro 1, se puede observar que no hay evidencias de diferencia en las categorías diamétricas evaluadas para ninguna categoría de distancia como lo refuerza la prueba de ANDEVA ($\alpha < 0.05$), aunque para la diversidad

Shannon-Wiener ($p = 0,082$) y Alfa ($p = 0,063$) los valores para brinzales se acercan mucho a significancia estadística. Es de esperar que exista diferencia entre categorías de distancia, pero la misma puede ser enmascarada por el tamaño pequeño de los fragmentos y los grados de alteración de los sitios, como señalan Knight 1975; Laurance 1991, Laurance et al. 1997, Matlack 1994; Tabanez et al 1996 y Williams-Linera 1990 cerca de los bordes en fragmentos pequeños pueden haber cambios en la composición y diversidad de los fragmentos.

Cuadro I. Tendencias de las variables de respuesta en relación a la distancia al borde en bosques fragmentados húmedos tropicales, sector Las Pavas, Zona del Canal de Panamá. Los valores son promedios (n=4 fragmentos).

Variable	Cat. Diam	Distancia al borde (m)					Interior	p ¹
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100		
Abundancia ²	>10 cm dap	42 ± 6,4	40,25 ± 7,27	44,75 ± 9,18	35,5 ± 3,11	39 ± 12,25	43,67 ± 10,2	0,532
	1-9.9 cm dap	55 ± 7,79	48,5 ± 25,65	45,5 ± 19,26	48,75 ± 22,29	55 ± 20,61	25,67 ± 12,5	0,634
	< 1cm dap	94,25 ± 43,94	103,75 ± 58,6	93,75 ± 31,02	117,25 ± 45,31	110,25 ± 55,85	26 ± 3,00	0,849
Área basal ³	>10 cm dap	24,46 ± 8,69	22,72 ± 10,26	25,44 ± 9,96	18,15 ± 3,63	25,46 ± 11,78	22,25 ± 6,28	0,605
	1-9.9 cm dap	5,00 ± 0,68	3,83 ± 1,22	3,4 ± 1,55	4,21 ± 2,89	4,13 ± 2,05	4,53 ± 3,16	0,448
	< 1cm dap							
Nº de Familias	>10 cm dap	15,25 ± 2,63	15,75 ± 4,99	17,5 ± 1,29	12,75 ± 3,86	13,5 ± 6,25	15,67 ± 1,56	0,439
	1-9.9 cm dap	14,25 ± 1,26	11,75 ± 1,73	12,0 ± 1,41	12,25 ± 3,78	13,75 ± 2,22	10,33 ± 4,04	0,495
	< 1cm dap	21,75 ± 0,96	18,5 ± 1,73	20,0 ± 1,41	19,75 ± 3,78	20,0 ± 3,16	15,0 ± 2,00	0,495
Nº de Géneros	>10 cm dap	18,0 ± 2,94	19,25 ± 8,18	18,0 ± 4,00	18,0 ± 5,51	21,25 ± 6,5	20,67 ± 4,04	0,4959
	1-9.9 cm dap	19,5 ± 1,29	17,25 ± 4,79	17,0 ± 4,32	16,75 ± 3,10	19,5 ± 3,32	16,67 ± 11,24	0,835
	< 1cm dap	29,0 ± 4,83	29,0 ± 4,83	27,75 ± 3,59	27,5 ± 8,19	26,5 ± 4,66	16,67 ± 3,06	0,8347
Riqueza (S)	>10 cm dap	19,25 ± 2,63	21,0 ± 8,21	19,0 ± 3,37	16,75 ± 6,40	18,25 ± 9,71	20,67 ± 3,22	0,676
	1-9.9 cm dap	20 ± 1,63	19,0 ± 5,99	17,75 ± 4,35	17,75 ± 2,5	22 ± 2,16	14,0 ± 6,0	0,415
	< 1cm dap	32,75 ± 4,99	28,75 ± 6,8	31,0 ± 6,0	32,75 ± 9,81	30,5 ± 7,94	16,67 ± 3,06	0,830
IVI ⁴	>10 cm dap	49,2 ± 7,22	48,29 ± 17,59	56,63 ± 12,16	53,54 ± 14,98	57,42 ± 21,69	43,18 ± 6,12	0,441
	1-9.9 cm dap	58,87 ± 9,78	53,66 ± 9,48	59,54 ± 11,89	60,21 ± 7,85	47,27 ± 8,38	64,17 ± 12,59	0,105
	< 1cm dap							
H ⁵	>10 cm dap	2,71 ± 0,16	2,72 ± 0,56	2,49 ± 0,33	2,57 ± 0,49	2,42 ± 0,80	2,67 ± 0,19	0,415
	1-9.9 cm dap	2,44 ± 0,32	2,49 ± 0,52	2,5 ± 0,35	2,35 ± 0,43	2,67 ± 0,28	2,31 ± 0,50	0,564
	< 1cm dap	2,97 ± 0,25	2,71 ± 0,14	2,93 ± 0,14	2,86 ± 0,24	2,71 ± 0,25	2,65 ± 0,19	0,082
Simpson	>10 cm dap	0,06 ± 0,017	0,075 ± 0,061	0,115 ± 0,07	0,0875 ± 0,069	0,137 ± 0,131	0,084 ± 0,44	0,770
	1-9.9 cm dap	0,14 ± 0,074	0,125 ± 0,021	0,0975 ± 0,01	0,1508 ± 0,139	0,098 ± 0,085	0,107 ± 0,074	0,325
	< 1cm dap	0,083 ± 0,053	0,105 ± 0,021	0,0725 ± 0,01	0,095 ± 0,021	0,115 ± 0,033	0,05 ± 0,013	0,258
α ⁶	>10 cm dap	14,55 ± 4,54	19,66 ± 12,39	13,32 ± 4,58	15,97 ± 14,49	21,06 ± 22,02	11,16 ± 3,71	0,861
	1-9.9 cm dap	11,79 ± 2,97	15,90 ± 8,06	13,06 ± 7,66	11,71 ± 3,82	16,88 ± 5,93	12,77 ± 4,13	0,461
	< 1cm dap	21,01 ± 8,40	14,95 ± 14,95	16,85 ± 3,21	15,51 ± 5,15	14,88 ± 4,91	20,46 ± 7,06	0,0627

1 Resultados de la prueba F del ANDEVA respecto a variación entre fragmentos y distancias al borde

2 Abundancia de número de individuos ha⁻¹
3 m² ha⁻¹

4 Porcentaje del Índice de valor de importancia para las cinco primeras especies con mayor IVI por fragmento

5 Índice de diversidad Shannon

6 Índice de diversidad a de Fisher

Para la variable IVI (Curtis y McIntosh 1950) parece haber una tendencia de incrementar a medida que se adentra en el bosque, aunque este patrón no está claramente definido (Cuadro I). Hay pocos individuos con diámetros grandes que influyen mucho en el índice de importancia ecológica sobre todo en los fragmentos con mayor alteración, incluso los valores obtenidos sobrepasan el promedio obtenido para las condiciones de interior. La prueba de ANOVA señala que no hay diferencia entre categorías de distancias.

3.2 Estructura de los fragmentos de bosque con relación al efecto de borde

En el caso de la variable abundancia, los valores tienden a disminuir hacia el interior del bosque en las diferentes categorías diamétricas evaluadas, pero no hay diferencias estadísticamente significativas. En este sentido, Oliveira-Filho et al 1997; Hubbell y Foster 1986; Knight 1975; Laurance 1991, Laurance et al. 1997, Metzger 2000; Tabanez et al 1996; Williams-Linera 1990 señalan que la abundancia de individuos decrece una vez que se interna en el bosque, sobre todo en los brinzales, y latizales, tal vez fenómenos de competencia por luz los cuales pueden inhibir el desarrollo de estos dentro del bosque.

Los valores de abundancia señalan que el mayor número promedio de individuos se encuentra a distancias de 40-60 m del borde, seguidos de la distancia 0-20 m para la categoría de fustales (Cuadro 1), mientras que para latizales el mayor número promedio de individuos se encontró a distancia entre 0-20 m y en el caso de los brinzales el mayor número promedio de individuos se encontró en la distancia 60-80 m del borde.

En el caso del área basal se puede observar que para los fustales los mayores valores promedios de área basal se encuentran a distancias entre 80-100 m del borde seguidos de cerca por los valores promedios de área basal en las distancias 40-60 m y 0-20 m del borde, mientras que para los latizales el mayor valor promedio de área basal se encuentra a distancias de 0-20 m, seguidos por la distancia 60-80 m y 80-100 m. No hubo diferencia significativa relacionada a la distancia al borde para ninguna de estas variables estructurales a diferencia de lo que encontró Williams-Linera (1990) en transectos de bosque húmedo de tierras bajas en San Blas, en Panamá, ella señala que la densidad y área basal de plantas menores de 5 cm dap decrecía a medida que se alejaba de los bordes hacia el bosque. Lejos del borde, los arbustos entre 5-9.9 cm dap mostraron incremento en densidad

y área basal hasta unos 20 m desde el borde hacia el interior del bosque. En el caso de los árboles $\geq 10\text{cm}$ dap no hubo cambios ni en la densidad ni el área basal con la distancia.

Los resultados presentados en la Figura 2 reflejan una mayor área basal cerca del borde para cuatro de las cinco categorías de distancia consideradas en dos de los cuatro fragmentos estudiados si se comparan con los datos de interior de bosque en la categoría de fustales (2a), pero en el caso de los latizales (2b) el mayor valor de área basal se encuentra a los 20 m para tres de los cuatro fragmentos de bosque y entre los 80 y 100 m del borde para dos de los fragmentos. La prueba ANDEVA muestra que no hay diferencia significativa para ninguna categoría de distancia considerada.

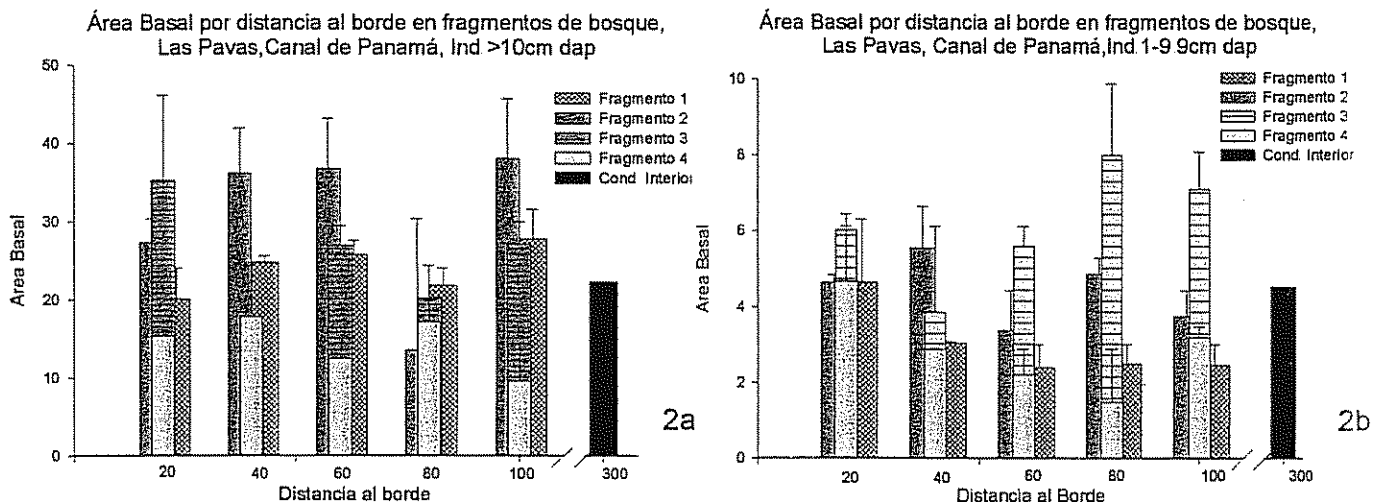


Figura 2. a) Área basal para los fustales en las diferencias categorías de distancia
b) Área basal para latizales en cada una de las categorías de distancia

3.3 Árboles muertos en pie y caídos en los fragmentos de bosque

Los datos para árboles muertos caídos y en pie, señalan que el fragmento con mayor número de árboles muertos caídos y en pie es el 4 ($p < 0.05$, Figura 3a). No obstante no se pudo detectar diferencias significativas en cuanto a esta variable entre las categorías de distancia. Sin embargo, se observa una tendencia clara a disminuir el número de árboles muertos conforme se aleja del borde hacia el interior del bosque.

Para evaluar la descomposición de los árboles y su condición según sean árboles muertos caídos o en pie, las pruebas Kruskal Wallis ($\alpha = 0.05$) señalan que no existen diferencias significativas para estas dos variables, entre fragmentos o entre distancias.

Los resultados obtenidos por Laurance et al. (1998) en la Amazonía brasileña para fragmentos menores a 10 ha señalan que la mortalidad de los árboles se incrementa cuando se está cerca del borde hasta unos 100 m, además esta tasa de mortalidad puede incrementarse con la reducción del tamaño del fragmento y la forma irregular. Otros factores locales como la topografía, estructura y la matriz que rodea los sitios puede también influir en la tasa de mortalidad (Ferreira y Laurance 1997; Laurance 1997; Oliveira - Filho 1997; Williams-Linera 1990).

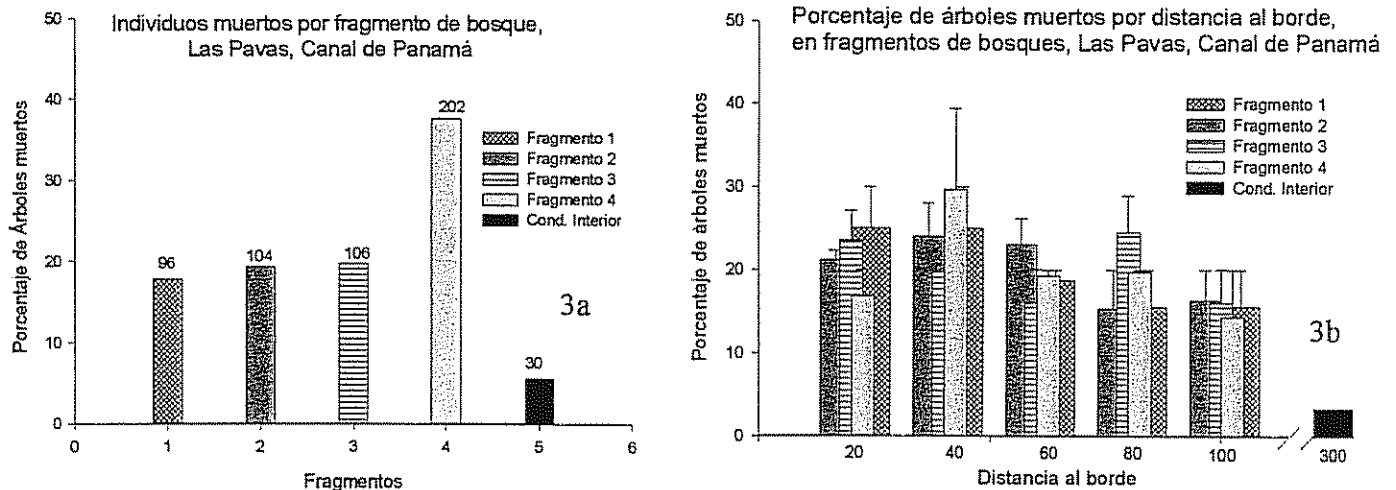


Figura 3 a. Árboles muertos por fragmentos en todas las categorías diamétricas
 b. Árboles muertos por categoría de distancia en cada fragmento estudiado

En un estudio similar Kapos (1989) demostró que el calor y las condiciones de resequead adyacentes a las áreas deforestadas penetran hasta unos 40-60 m al interior del fragmento y que un gran número de árboles muertos pueden observarse cerca de los bordes producto de estas alteraciones.

De este estudio se puede extraer que para las variables de abundancia, riqueza, diversidad, índice de valor de importancia y área basal, no hay evidencias de relación con la distancia al borde, la abundancia de individuos para la categoría de brinzales decrece a

medida que se interna en el bosque. En cuanto a la estructura del bosque parece ubicar especies de clases diamétricas inferiores cerca de los bordes de los fragmentos y que el número de árboles muertos caídos y en pie se incrementa cerca de los bordes en los fragmentos de bosques.

Por todo lo expuesto en este estudio es se debe recordar que cuando se habla de fragmentos de bosque es necesario considerar cuatro aspectos importantes en la conservación como son: fragmentos de tamaño pequeño, aislamiento, efecto de borde e incremento de la vulnerabilidad por factores extrínsecos como el viento, intervención humana, sobre todo porque la interacción entre ellos puede ser crucial para la supervivencia de las especies que se encuentren dentro de estos fragmentos (Lord et al 1990; Saunders et al 1987; Soulé 1997)

El tamaño de un área es un factor importante para su conservación, algunos autores señalan la necesidad de preservar áreas del mayor tamaño posible como estrategias de conservación de ambientes naturales (Janzen 1983; Willis 1984 Lovejoy et al. 1986 y Tabanez 1997), otros aseguran que es posible hacer conservación en fragmentos más pequeños (Simberloff 1982; Jarvinen 1982)

4. Literarura citada

- Aizen, MA. and P Feinsinger. 1994a. Forest Fragmentation, pollination and plant Reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- _____ and P Feinsinger. 1994b. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentina (Chaco Serrano). *Ecological Applications* 4:378-392.
- Bennett, A F. 1999. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza IUCN. 254p.
- Colwell, RK. 1997. EstimateS Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5 User's Guide and application (On line) Available <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Curtis, JF. y RP McIntosh. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology (EEUU)* 31(3):434-450.
- Ferreira, L V, and W Laurence. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of select trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11:797-801.

- Forman T, RT. 1995. Lands Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. 332 pp.
- Greig-Smith, P. 1982. Quantitative Plant Ecology. Third Edition. University California Press. Berkeley y Los Angeles 360p
- Janzen, DH. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41:402-410.
- Jarvinen, O. 1982. Conservation and endangered plant population : single large or several small reserves? *Oikos* 38: 301-307.
- Knight, DH. 1975. A Phytosociological analysis of species rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecol. Monogr.* 45: 259-284
- Laurance, WF; L Ferreira; J Rankin-de Merona; S Lawrence; R Hutchings; T Lovejoy. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonia Tree Communities. *Conservation Biology* 12(2):460-464.
- _____; L Ferreira; J Rankin-de Merona; S Lawrence. 1998a. Rain Forest Fragmentation and the dynamics of Amazonia tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040
- _____. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57:205-219
- _____. 1994. Rainforest Fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 57: 205,219
- Lord J y D Norton. 1990. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology* 4:197-202
- Lovejoy, T.E; RO Bierregaard, Jr; A B Rylands, JR Malcolm; CE Quintela; L H Harper, K S Brown, Jr., A H Powell; G V N Powell; H O R Schubart, and MB Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pages 257-285 in M. E. Soule, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Magurran, A. 1988. Diversidad ecológica y su medición. Traducción Dra Antonia M. Cirer. 200 p.
- Matlack, G. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-123.
- Mateucci, A y Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. OEA. Washington. 168 p.
- Metzger, JP. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4):1147-1161.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62

- Oliveira-Filho, A; JM de Melo y R Scolforo. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamic within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131:45-66.
- Rodriguez, E. 1997. Fragments size, edge effects and species extinction in North Parana, Brasil: A 5 years report. In Symposium and Annual Meeting, Organization for Tropical Studies. Tropical Diversity, Origins, Maintenance and Conservation. San José, Costa Rica, 15-20 junio de 1997. p 100.
- Saunders, DA. 1989. Change in the avifauna of a region, district and remnants as a result of fragmentation of native vegetation: the wheatbelt of Western Australia. A case study. *Biological Conservation* 50: 99-135.
- _____. RL Hobbs; y CR Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem Fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Schellhas, J y R Greenberg (ed). 1996. *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press Washington. United States. 426 p.
- Shafer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31:131-134.
- Simberloff D. 1982. Big advantages of small refuges. *Nat. Hist.* 91:6-14
- Soulé, ME. Editor. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge England.
- Tabanez, A; VM Viana y A Dias. 1997. Consequencias da fragmentação e do efeito de borda sobre estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de Planalto de Piracicaba, SP. *Brasil Biol.* 57(1):47-60.
- Willis, EO. 1984. Conservation, subdivision of reserves and the antidesmemberment hypothesis. *Oikos* 42:396-398.
- Williams-Linera, G. 1990b. Origin and early development of forest edge vegetation in Panamá. *Biotrópica* 22: 235-241

ANEXOS

Anexo 1a. Abundancia de Familias, Géneros y Especies para árboles >= 10 cm dap en todos los sitios estudiados

Sitios Estudiados									
F1	%	F2	%	F3	%	F4	%	Condición Interior	%
Familia									
FLACOURTIACEAE	10,71	MORACEAE	9,30	FLACOURTIACEAE	9,30	ANNONACEAE	10,53	CLUSIACEAE	8,89
MORACEAE	7,14	FABACEAE/PAP.	9,30	RUBIACEAE	6,98	VOCHYSIACEAE	5,26	RUBIACEAE	6,67
FABACEAE/PAP.	5,36	EUPHORBIACEAE	9,30	ARECACEAE	6,98	RUBIACEAE	5,26	FLACOURTIACEAE	6,67
BURSERACEAE	5,36	RUBIACEAE	6,98	SAPOTACEAE	4,65	MYRTACEAE	5,26	BURSERACEAE	6,67
ARECACEAE	5,36	TILIACEAE	4,65	SAPINDACEAE	4,65	MORACEAE	5,26	SAPOTACEAE	4,44
ANACARDIACEAE	5,36	STERCULIACEAE	4,65	MORACEAE	4,65	MELASTOMATACEAE	5,26	MORACEAE	4,44
SMAROUBACEAE	3,57	SAPOTACEAE	4,65	FABACEAE/PAP.	4,65	LAURACEAE	5,26	FABACEAE/PAP.	4,44
SAPINDACEAE	3,57	MELIACEAE	4,65	FABACEAE/MIM.	4,65	FLACOURTIACEAE	5,26	FABACEAE/CAES.	4,44
LAURACEAE	3,57	FLACOURTIACEAE	4,65	EUPHORBIACEAE	4,65	FABACEAE/PAP.	5,26	BOMBACACEAE	4,44
CHRYSOBALANACEAE	3,57	CHRYSOBALANACEAE	4,65	BURSERACEAE	4,65	FABACEAE/MIM.	5,26	ARECACEAE	4,44
Géneros									
Virola	4,69	Virola	3,23	Inga	6,12	Inga	17,39	Virola	4,35
Casearia	4,69	Trichilia	3,23	Tabebuia	4,08	Miconia	8,70	Cecropia	4,35
Tebeuoa	3,13	Swartzia	3,23	Swartzia	4,08	Zuelania	4,35	Vochysia	2,17
Protium	3,13	Spondias	3,23	Pachira	4,08	Xylopia	4,35	Trichilia	2,17
Ficus	3,13	Protium	3,23	Hirtella	4,08	Vochysia	4,35	Trattinnickia	2,17
Cordia	3,13	Inga	3,23	Zuelania	2,04	Terminalia	4,35	Tetragastris	2,17
Zuelania	1,56	Guarea	3,23	Vatairea	2,04	Tabebuia	4,35	Terminalia	2,17
Xylopia	1,56	Eugenia	3,23	Trichilia	2,04	Spondias	4,35	Tachigali	2,17
Trattinnickia	1,56	Cordia	3,23	Tetragastris	2,04	Schefflera	4,35	Symphonia	2,17
Tetragastris	1,56	Cecropia	3,23	Terminalia	2,04	Pseudolmedia	4,35	Socratea	2,17
Especies									
Alseis blackiana	8,60	Gustavia superba	10,29	Pachira sessilis	13,75	Terminalia amazonia	26,86	Oenocarpus mapora	25,71
Laetia procera	8,60	Protium tenuifolium	8,82	Astrocaryum standleyanum	15,42	Pera arborea	21,71	Socratea exorrhiza	7,03
Casearia sylvestris	5,91	Alseis blackiana	4,41	Inga sapindoides	10,83	Pachira sessilis	6,86	Tetragastris panamensis	6,25
Oenocarpus mapora	5,91	Chrysophyllum argenteum	4,41	Alseis blackiana	6,67	Inga vera	6,29	Laetia procera	4,65
Terminalia amazonia	4,30	Trophis racemosa	4,41	Tetragastris panamensis	5,00	Miconia argentea	5,14	Virola surinamensis	4,65
Hyeronima alchorneoides	3,76	Heisteria concinna	3,92	Terminalia amazonia	4,17	Schefflera morototoni	4,00	Protium panamense	3,92
Virola multiflora	3,76	Virola surinamensis	3,92	Vatairea erythrocarpa	4,17	Coutarea hexandra	3,43	Sloanea zuliaensis	3,92
Heisteria concinna	3,23	Cecropia insignis	3,43	Coccoloba manzanillensis	2,92	Lonchocarpus latifolius	3,43	Simarouba amara	3,13
Virola surinamensis	2,69	Trichilia tuberculata	3,43	Matayba glaberrima	2,92	Inga peazifera	2,86	Calophyllum longitoli	2,34
Annona spraguei	2,15	Annona spraguei	2,94	Zuelania guidonia	2,50	Phoebe cinnamomifolia	2,29	Dendropanax arboreum	2,34

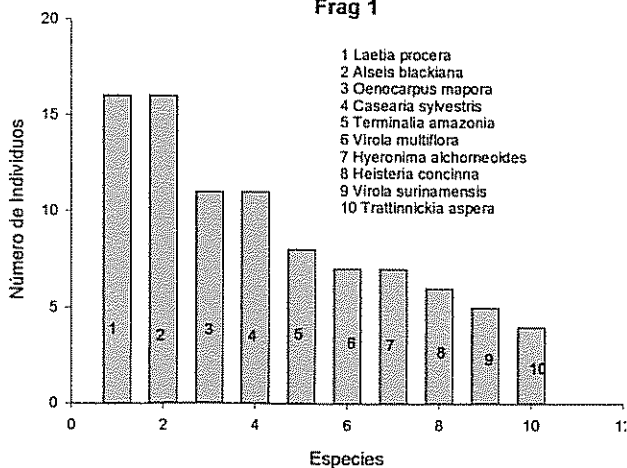
Anexo 1. Abundancia de Familias, Géneros y Especies para plantas entre 1y 9.9 cm cm dap en todos los sitios estudiados

Sitios Estudiados									
F1	F2		F3		F4		Condición Interior		
Familia									
MORACEAE	11,80	RUBIACEAE	13,04	RUBIACEAE	16,28	RUBIACEAE	22,22	MORACEAE	12,50
ARECACEAE	11,80	MORACEAE	13,04	FLACOURTIACEAE	9,30	FLACOURTIACEAE	8,89	ARECACEAE	12,50
RUBIACEAE	9,52	FABACEAE/PAP.	6,52	ANNONACEAE	9,30	MYRTACEAE	6,67	SAPINDACEAE	6,25
FABACEAE/PAP.	7,14	SIMAROUBACEAE	4,35	MYRTACEAE	4,85	MORACEAE	6,67	FLACOURTIACEAE	6,25
SAPOTACEAE	4,76	MELIACEAE	4,35	MORACEAE	4,85	FABACEAE/PAP.	4,44	FABACEAE/PAP.	6,25
COCHNACEAE	4,76	FLACOURTIACEAE	4,35	FABACEAE/PAP.	4,85	EUPHORBIACEAE	4,44	BURSERACEAE	6,25
FLACOURTIACEAE	4,76	BURSERACEAE	4,35	BURSERACEAE	4,85	CLUSIACEAE	4,44	BOMBACACEAE	6,25
BURSERACEAE	4,76	ANNONACEAE	4,35	VIOLACEAE	4,85	BURSERACEAE	4,44	SIMAROUBACEAE	3,75
ANNONACEAE	4,76	VIOLACEAE	2,17	SIMAROUBACEAE	2,33	ANNONACEAE	4,44	SAPOTACEAE	3,75
VIOLACEAE	2,38	ULMACEAE	2,17	SAPOTACEAE	2,33	SIMAROUBACEAE	2,22	RUBIACEAE	3,75
Géneros									
Virola	6,25	Guarea	5,56	Swartzia	4,35	Psychotria	7,14	Virola	6,25
Casearia	6,25	Trichilia	3,70	Inga	4,35	Inga	5,36	Tetragastris	2,94
Heisteria	4,17	Tabebuia	3,70	Brosimum	4,35	Eugenia	5,36	Talisia	2,94
Bactris	4,17	Randia	3,70	Zuelania	2,17	Swartzia	3,57	Synechanthus	2,94
Xylopa	2,08	Protium	3,70	Xylopa	2,17	Miconia	3,57	Swartzia	2,94
Trichilia	2,08	Inga	3,70	Vatairea	2,17	Coccoloba	3,57	Sorocea	2,94
Tetragastris	2,08	Eugenia	3,70	Trichilia	2,17	Casearia	3,57	Sloanea	2,94
Synechanthus	2,08	Zanthoxylum	1,85	Tetragastris	2,17	Xylosoma	1,79	Quilina	2,94
Swartzia	2,08	Trophis	1,85	Terminalia	2,17	Xylopa	1,79	Quasia	2,94
Sorocea	2,08	Tovomita	1,85	Tabebuia	2,17	Vismia	1,79	Pseudobombax	2,94
Especies									
Bactris baronis	12,20	Quassia amara	10,8	Coussarea curvigemma	32,49	Inga vera	12,21	Oenocarpus mapora	16,88
Heisteria concinna	9,15	Sorocea affinis	10,8	Laetia thamnia	9,03	Amaoua corymbosa	9,39	Bactris major	14,29
Bactris major	7,93	Piper cubebrium	8,41	Quassia amara	7,58	Xylopa aromatica	8,92	Synechanthus warszewiczianus	6,49
Swartzia simplex var. ochracea	6,10	Ferrea occidentalis	8,64	Tetragastris panamensis	5,78	Pera arborea	4,69	Manilkara bidentata	5,18
Tetragastris panamensis	4,88	Heisteria concinna	5,31	Annona spraguei	5,05	Psychotria chagrensis	4,89	Calyptanthus sp	3,90
Protium panamense	4,27	Gustavia superba	4,87	Coccoloba manzanillensis	4,69	Eugenia galapagensis	4,23	Heisteria concinna	3,90
Aiseis blackiana	3,66	Herrania purpurea	4,87	Ouratea lucens	4,33	Swartzia simplex var. ochracea	4,23	Pseudobombax septenatum	3,90
Heisteria acuminata	3,66	Trophis racemosa	4,42	Ferrea occidentalis	3,97	Calyptanthus sp	3,29	Sorocea affinis	3,90
Miquelina costaricana	3,66	Protium tenuifolium	3,54	Miconia argentea	3,25	Lacistema aggregatum	3,29	Drypetes standleyi	2,60
Poulsenia armata	3,66	Trichilia tuberculata	2,85	Heisteria concinna	2,17	Psychotria brachylata	3,29	Geonoma congesta	2,60

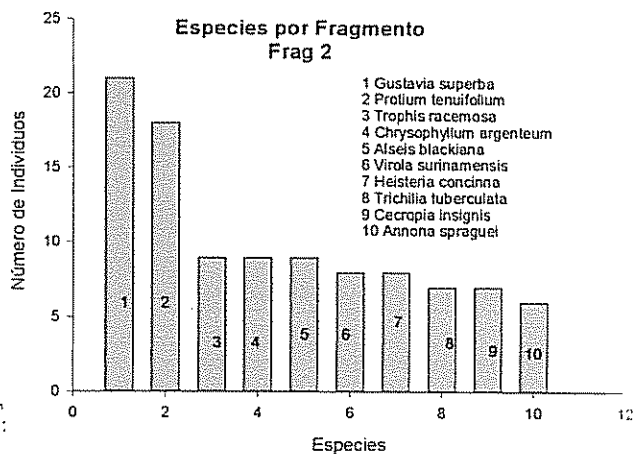
Anexo 1c. Abundancia de Familias, Géneros y Especies para plántulas >20cm altura y <1 cm dap en todos los sitios estudiados

Sitios Estudiados									
F1	%	F2	%	F3	%	F4	%	Condición Interior	%
Familia									
MORACEAE	8.96	RUBIACEAE	8.93	RUBIACEAE	11.86	RUBIACEAE	15.9	MORACEAE	
RUBIACEAE	7.46	SAPINDACEAE	7.14	FABACEAE/PAP.	6.78	MYRTACEAE	6.35	SAPINDACEAE	
FABACEAE/PAP.	4.48	MORACEAE	7.14	BIGNONIACEAE	6.78	FLACOURTIACEAE	4.76	FLACOURTIACEAE	
FABACEAE/MM.	4.48	FABACEAE/PAP.	7.14	SAPINDACEAE	5.08	FABACEAE/PAP.	4.76	CLUSIACEAE	
DILLENIACEAE	4.48	SAPOTACEAE	3.57	MYRTACEAE	3.39	APOCYNACEAE	4.76	BURSERACEAE	
BIGNONIACEAE	4.48	MELIACEAE	3.57	MELASTOMATACEAE	3.39	SAPINDACEAE	3.17	BOMBACACEAE	
SAPOTACEAE	2.99	EUPHORBIACEAE	3.57	FLACOURTIACEAE	3.39	FABACEAE/CAES	3.17	APOCYNACEAE	
SAPINDACEAE	2.99	DILLENIACEAE	3.57	DILLENIACEAE	3.39	EUPHORBIACEAE	3.17	SAPOTACEAE	
NYCTAGINACEAE	2.99	BURSERACEAE	3.57	CONNARACEAE	3.39	DILLENIACEAE	3.17	RUBIACEAE	
LAURACEAE	2.99	APOCYNACEAE	3.57	BURSERACEAE	3.39	CONNARACEAE	3.17	PIPERACEAE	
Géneros									
Pavonia	5.81	Inga	6.67	Inga	5.56	Psychotria	8.97	Virola	
Psychotria	4.65	Piper	4.00	Psychotria	4.17	Eugenia	5.13	Heisteria	
Inga	4.65	Pavonia	4.00	Coccoloba	4.17	Inga	3.85	Xylopia	
Virola	3.49	Eugenia	4.00	Tetracera	2.78	Desconocido	3.85	Tetragastris	
Strychnos	2.33	Trophis	2.67	Hirtella	2.78	Protium	2.56	Symphonia	
Protium	2.33	Swartzia	2.67	Eugenia	2.78	Dolioscarpus	2.56	Swartzia	
Ocotea	2.33	Psychotria	2.67	Dolioscarpus	2.78	Cupania	2.56	Sorocea	
Heisteria	2.33	Protium	2.67	Conarus	2.78	Coccoloba	2.56	Sorocea	
Eugenia	2.33	Machaerium	2.67	Annona	2.78	Casearia	2.56	Pseudobombax	
Conarus	2.33	Garcinia	2.67	Vatairea	1.39	Xylopia	1.28	Protium	
Especies									
Sorocea affinis	22.99	Gustavia superba	23.16	Coussarea curvigemmlii	26.24	Cephaelis elata	11.88	Swartzia simplex var. ochracea	
Conarus panamensis	5.88	Sorocea affinis	11.70	Psychotria deflexa	13.58	Phryganocydia corymbosa	9.62	Tetragastris panamensis	
Dolioscarpus major	4.81	Heisteria concinna	7.12	Phryganocydia corymbosa	10.09	Psychotria brachiata	7.67	Heisteria acuminata	
Piper culebratum	3.48	Hybanthus prunifolius	4.07	Psychotria acuminata	4.59	Psychotria chagrensis	7.22	Piper cordulatum	
Tetragastris panamensis	3.21	Trophis racemosa	3.56	Fareamea occidentalis	3.85	Xylopia aromatica	6.02	Pseudobombax septenatum	
Protium tenuifolium	2.94	Protium panamense	3.31	Swartzia simplex var. gracilis	3.49	Eugenia venezuelensis	4.36	Heisteria concinna	
Lacistema aggregatum	2.67	Fareamea occidentalis	2.80	Coccoloba manzanillensis	3.30	Ameloua corymbosa	3.91	Hippocratea volubilis	
Heisteria acuminata	2.41	Phryganocydia corymbosa	2.54	Tetragastris panamensis	2.39	Lacistema aggregatum	3.31	Sorocea affinis	
Hippocratea volubilis	2.41	Piper cordulatum	2.04	Ouratea lucens	2.02	Psychotria acuminata	3.31	Conarus panamensis	
Maripa panamensis	2.14	Piper darianense	1.78	Dolioscarpus olivaceus	1.47	Inga cocleensis	3.01	Beilschmiedia pendula	

**Especies por Fragmento
Frag 1**

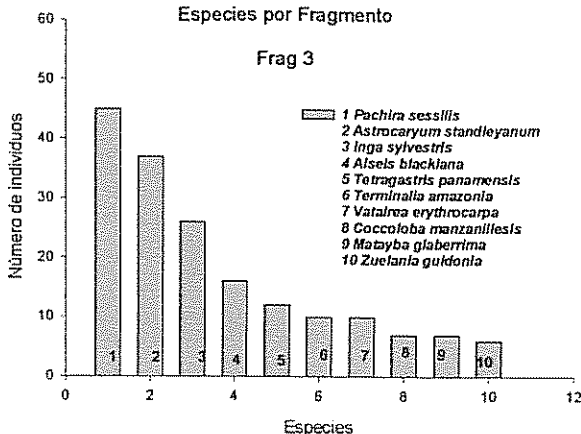


**Especies por Fragmento
Frag 2**



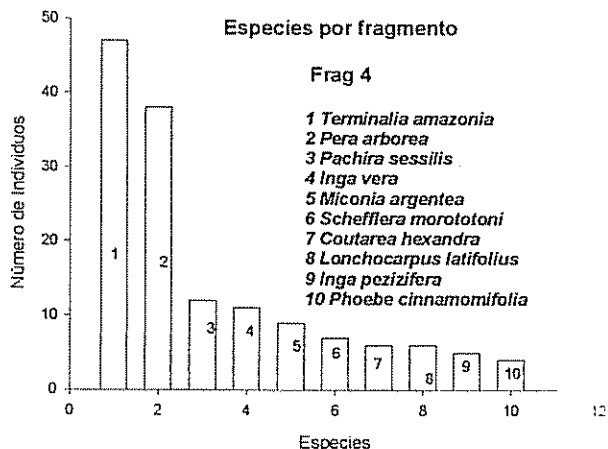
Especies por Fragmento

Frag 3



Especies por fragmento

Frag 4



**Especies por Fragmento
Condición Interior**

