

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DO PARÁ**

**ESTRUTURA FITOSSOCIOLÓGICA E PÓS-ESTRATIFICAÇÃO MULTIDIMENSIONAL DE
UMA ÁREA NA FLONA DO TAPAJÓS, PARÁ**

**ANTONIO EXPEDITO FERREIRA BARROSO DE CARVALHO
BIÓLOGO**

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, como parte dos requisitos do Curso de Mestrado em Ciências Florestais, área de concentração em Silvicultura e Manejo Florestal, para obtenção do título de Mestre.

Orientador:
Eng Florestal Waldenei Travassos de Queiroz

**BELÉM-PARÁ
1999**

ANTONIO EXPEDITO FERREIRA BARROSO DE CARVALHO

**ESTRUTURA FITOSSOCIOLOGICA E PÓS-ESTRATIFICAÇÃO MULTIDIMENSIONAL DE
UMA ÁREA NA FLONA DO TAPAJÓS, PARÁ**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agrárias do Pará, como parte
dos requisitos do Curso de Mestrado em
Ciências Florestais, área de concentração
em Silvicultura e Manejo Florestal, para
obtenção do título de **Mestre**.

APROVADA em

Comissão Examinadora

Eng Florestal Waldenei Travassos de Queiroz, DSc (FCAP)
Orientador

Eng Florestal Paulo Luiz Contente de Barros, DSc (FCAP)

Eng Florestal Fernando Cristóvam da Silva Jardim, DSc (FCAP)

Eng Agrônomo Carlos Augusto Cordeiro Costa, DSc (FCAP)

BELEM – PA
1999

*Aos meus pais, **Pedro e Socorro**, que me proporcionaram
estar neste planeta e prosseguir minha viagem
harmonizando sonhos, passos, trilhas....*

Ofereço

*À minha melhor amiga e companheira amorosa
Sandra, e à "tchurma" **Leticia, José, Ludimila e
Ladislau**: fonte de ludicidade que me põe mais
perto de Deus*

Dedico

AGRADECIMENTOS

- ✓ Ao Prof. Dr. Waldenei Travassos de Queiroz pela amizade, orientação, convivência, ensinamentos, dedicação e paciência ao me apresentar o universo multivariado; atitudes que me permitiram maior criticidade em ecologia florestal;
- ✓ À M.Sc. Aliete Villacorta de Barros pela amizade, convívio, co-orientação, estímulo, solicitude, disponibilidade de bibliografia e softwares durante todo o Curso;
- ✓ Ao Prof. Ph.D. João Olegário Pereira de Carvalho, pela co-orientação, amizade e ensinamentos;
- ✓ À CAPES pela Bolsa de Estudo concedida durante 2 anos;
- ✓ À Universidade Estadual do Maranhão- Centro de Estudos Superiores de Imperatriz pela liberação e apoio financeiro durante o período deste Curso;
- ✓ À Faculdade de Ciências Agrárias do Pará e ao Curso de Mestrado em Ciências Florestais pela acolhida que possibilitou a realização deste trabalho;
- ✓ Ao Prof. Dr. Fernando Cristóvam da Silva Jardim, pela amizade, por todos os ensinamentos, convívio e valiosas críticas e sugestões;
- ✓ Ao Prof. Dr. Paulo Luiz Contente de Barros pelo apoio na fase inicial deste Curso, amizade, ensinamentos, e auxílio sempre que solicitado. Agradeço também pelo estímulo e reconhecimento;
- ✓ Ao Prof. Dr. Carlos Augusto Cordeiro Costa pelas críticas e sugestões;
- ✓ A Srtª Inácia Faro Libonati, secretária da pós-graduação em Ciências Florestais, pela amizade, carinho, dedicação e inestimável apoio em todas as ocasiões nesses anos;
- ✓ Aos colegas de turma do Mestrado pelas inúmeros, laboriosos e calorosos momentos, sobretudo ao Marcelo Silva, Nazaré Maciel, e Ari Silva, mais que amigos, verdadeiros irmãos;
- ✓ Ao Prof. M.Sc. Luiz Gonzaga da Silva Costa pela amizade, confiança, material bibliográfico e convívio durante este Curso;
- ✓ Aos professores Francisco de Assis Oliveira, Leonilde dos Santos Rosa, Paulo César Vasconcelos, Antônio Moreira, Selma Ohashi, Lia Oliveira e Augusto Santana pelo convívio e amizade;
- ✓ Aos colegas professores do Departamento de Química e Biologia da UEMA/ CESI pelo acúmulo de trabalho durante a minha ausência;
- ✓ Aos funcionários do Departamento de Engenharia Florestal Nazareno Pereira, Messias Santos, William, Messias Monteiro, Raimundo Monteiro (Seu Dico), D. Custódia Nascimento, Carlos Sousa, Milton e Raimunda pela relação de amizade e por facilitar o dia-a-dia de todos nós;
- ✓ E a todos que de uma forma ou de outra contribuíram com este trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	viii
RESUMO.....	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
2.1 ASPECTOS DA FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA: uma ênfase em inventários em matas de terra firme na Amazônia Brasileira.....	4
2.2 A RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA EM COMUNIDADES FLORESTAIS.....	12
2.2.1 A riqueza de espécies na dimensão espaço-temporal o conceito de <i>pool</i> de espécies.....	14
2.3 ASPECTOS DA DIVERSIDADE FLORÍSTICA NEOTROPICAL.....	20
2.3.1 Considerações sobre a manutenção da diversidade nas florestas neotropicais.....	22
2.3.2 Índices de diversidade.....	26
2.4 APLICAÇÃO DE ANÁLISE MULTIVARIADA EM ESTUDOS DE COMUNIDADES VEGETAIS.....	27
2.4.1 Classificação.....	28
2.4.2 Ordenação.....	31
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	33
3.1.1 Características da área Amostral.....	36
3.2 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM.....	36
3.2.1 Relação espécie-área.....	37
3.2.2 Análise estrutural da vegetação.....	37

3.2.3	Análise florística da vegetação.....	39
3.2.4	Diversidade e equabilidade florística.....	40
3.2.5	Classificação.....	42
3.2.6	Ordenação.....	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....	48
4.2	RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA.....	58
4.3	DIVERSIDADE.....	60
4.4	ANÁLISE DE AGRUPAMENTO.....	66
4.5	ANÁLISE DISCRIMINANTE.....	75
5	CONCLUSÃO	82
	ABSTRACT	84
	BIBLIOGRAFIA	85
	ANEXOS	95

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Modelo da função de extremo valor ,EVF (—) e potencial(---) para relação espécie-área. S = nº de espécies, A = área, P = nº de espécies originais. Assintótica para S=0 e S=P. Modificado de WILLIAMS (1995).....	14
FIGURA 2	Mapa de Localização da Floresta Nacional do Tapajós (FLONA do Tapajós). Extraído de HERNANDEZ FILHO <i>et al.</i> , 1993.....	34
FIGURA 3	Croqui esquemático da área florestal inventariada na FLONA do Tapajós (A), detalhando a estrutura de cada unidade primária, o conglomerado (B) com suas sub-unidades (C).....	37
FIGURA 4	Distribuição do número de espécies em relação ao número de indivíduos por hectare, em uma amostra de 36 conglomerados (144 ha) em uma área da FLONA do Tapajós, PA.....	53
FIGURA 5	Curva de abundância das 157 espécies amostradas em 144 ha com 7.603 ind. (DAP ≥ 30cm).em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	54
FIGURA 6	Distribuição do número de espécies para as famílias de maior riqueza em 144 ha amostrados na FLONA do Tapajós, PA. (CAES- Caesalpiniaceae, SAPO- Sapotaceae, FABA- Fabaceae, MORA- Moraceae, MIMO- Mimosaceae, LAUR- Lauraceae, LECY- Lecythidaceae, MELI- Meliaceae, ANNO- Annonaceae, EUPH- Euphorbiaceae).....	56
FIGURA 7	Distribuição do Índice de Valor de importância de Família (IVIF) para as famílias mais importantes em 144 há amostrados na FLONA do Tapajós, PA. (CAES- Caesalpiniaceae, LECY- Lecythidaceae, VOCH- Vochysiaceae, LAUR- Lauraceae, MIMO- Mimosaceae, SAPO- Sapotaceae, MYRI- Myristicaceae, FABA- Fabaceae, N ID- Não Identificada, ANAC- Anacardiaceae).....	57
FIGURA 8	Curva espécie-área para árvores com DAP ≥ 30 cm amostradas em 36 conglomerados de 4 ha em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	60
FIGURA 9	Curva espécie-área (Nº spp)e índice de diversidade de Shannon-Wiener(H')(nat.ind ⁻¹) mensurado a cada 4ha em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	64
FIGURA 10	Curva espécie-área (Nº spp)e índice de diversidade de Simpson (D) mensurado a cada 4ha em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	64

FIGURA 11	Valores relativos do número de espécies (SSP), número de indivíduos (IND), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice de diversidade de Simpson (D), considerando a porcentagem de contribuição de cada espécie ao índice H' ($\geq 1\%$ e $< 1\%$), em 144 ha amostrados na FLONA do Tapajós, PA.....	65
FIGURA 12	Dendrograma de classificação de 36 conglomerados (144 ha) amostrados na FLONA do Tapajós-PA em 4 sítios ecológicos obtido através da Matriz primária de variáveis estandardizadas com coeficiente Distância Cord e algoritmo Variância Mínima (Ward). 69	69
FIGURA 13	Gráficos "box-whisker" das seis variáveis de interesse (N° ind, N° spp, Área Basal média- m^2 /cong, Altura comercial média - m, DAP médio cm, Volume – m^3 /cong) para os quatro sítios ecológicos gerados (1, 2, 3 e 4) por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	71
FIGURA 14	Disposição espacial dos quatro sítios (S1, S2, S3 e S4) gerados por análise de agrupamento na área total de 3.745,44 ha em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	73
FIGURA 15	Coeficiente de correlação entre cada variável original e as três funções lineares discriminantes calculados para 36 conglomerados amostrados (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	79
FIGURA 16	Ordenação dos 36 conglomerados nos quatro sítios gerados pela análise de agrupamento, nas três funções lineares discriminantes produzidas pela matriz primária de variáveis, em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	80
FIGURA 17	Distribuição de probabilidade bivariada dos escores dos 36 conglomerados (144 ha) nas duas primeiras funções lineares discriminantes com 91,1% da variabilidade total explicada, em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	81

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Número de indivíduos (N° ind), N° conglomerados de ocorrência (N° Cong), Abundância relativa (Ab rel), Dominância relativa (D rel), Frequência relativa (Fr rel) e IVI relativo (IVI rel) das espécies presentes (DAP≥30cm) em 144 amostrados, FLONA do Tapajós, PA.....	49
TABELA 2	Número de indivíduos (N° ind), Número de espécies (N° Spp), Porcentagem do número de espécies (%Spp), Abundância relativa (Ab rel), Dominância relativa (D rel), Frequência relativa (Fr rel), Índice de Valor de Importância (IVIF) e contribuição relativa ao IVIF (%IVIF) das famílias registradas em uma amostra de 144 ha na FLONA do Tapajós, PA.....	55
TABELA 3	Dados do número de espécies ocorrentes e número de espécies acumuladas (DAP≥30 cm) em relação às unidades de amostra (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós. PA.....	58
TABELA 4	Índice de Diversidade de Shannon-Wiener(H') (nat.ind ⁻¹), de Simpson(D), Medida de dominância de Simpson (λ), Diversidade máxima (H' _{max}) e (D _{max}) e Equabilidade respectivas (J') e (E) para a amostra de 144 ha com 157 espécies (DAP ≥ 30 cm) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	61
TABELA 5	Média e Variância estimadas, e Intervalo de Confiança para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (nat.ind ⁻¹) e Simpson (D) para a amostra de 157 espécies em 144 ha na FLONA do Tapajós, PA.....	61
TABELA 6	Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade (J'), índice de diversidade de Simpson (D) e medida de dominância de Simpson (λ) calculados por área acumulada em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	63
TABELA 7	Sítios ecológicos com as respectivas unidades de amostra (conglomerados) obtidos pelo algoritmo Método de Variância Mínima com Distância Cord e seis variáveis padronizadas em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	68

TABELA 8	Média ($\bar{x}$) e desvio padrão (s) das variáveis número de indivíduos- N° ind, número de espécies- N° spp., área basal média- G (m ² /cong.), Altura comercial média- $\bar{H}$ (m), diâmetro à altura do peito médio- $\overline{DAP}$ (cm) e volume- Vol (m ³ /cong.) nos quatro sítios gerados por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	70
TABELA 9	Coefficientes de Similaridade de Jaccard (S_{JAC}) e de Sørensen (S_{SOR}) para o nível de espécie entre os quatro sítios gerados por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	73
TABELA 10	Índice de diversidade de Shannon-Wiener ($H' - \text{nat.ind}^{-1}$), diversidade máxima (H_{max}), Equabilidade (J) e índice de diversidade de Simpson (D) para os quatro sítios gerados por análise de agrupamento (144 ha amostrados) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	74
TABELA 11	Estatísticas dos testes multivariados lambda de Wilks (Λ), traço de Pillai (P), traço de Hotelling (T^2) e teta de Roy (θ_s) com respectivas estatísticas univariadas, teste F e nível de significância para quatro sítios gerados por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	76
TABELA 12	Coefficientes das variáveis originais nas três funções lineares discriminantes produzidas para 36 conglomerados (144 ha) classificados em quatro sítios por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	77
TABELA 13	Número de conglomerados e porcentagem de classificação correta obtidos através de análise discriminante para cada sítio gerado por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	77
TABELA 14	Autovalores (λ), porcentagem simples e acumulada da variabilidade explicada pelos autovalores, estatística de Wilks (Λ), estatística Qui-quadrado (χ^2) do teste de seleção de funções lineares discriminantes para a matriz de variáveis amostradas numa área na FLONA do Tapajós, PA.....	78
TABELA 15	Coefficiente de correlação momento-produto entre as variáveis originais e as funções lineares discriminantes para a matriz primária de dados de 36 conglomerados (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.....	79

RESUMO: Estudo da estrutura, florística e diversidade em uma floresta neotropical através da análise multivariada com objetivo de obter informações ecológicas de potencial utilidade em programas de conservação e manejo. Os dados para este estudo foram obtidos de uma área de 3.745,44 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, sendo efetivamente amostrados 144 ha distribuídos sistematicamente em 36 conglomerados de 4 ha cada. Todos os indivíduos com $DAP \geq 30$ cm foram registrados. A estrutura foi avaliada através dos parâmetros, abundância, dominância, frequência e IVI; a diversidade através dos índices de Shannon-Wiener e Simpson com respectivas equabilidades. A análise multivariada constou de análise de agrupamento pelo algoritmo da Variância Mínima com distância Cord para detecção e caracterização de unidades distintas, e análise discriminante para testar as classificações corretas, reconhecer as variáveis que discriminam as unidades e reduzir a dimensão original dos dados. A análise de agrupamento permitiu obter quatro sítios ecológicos que se configuraram em unidades homogêneas internamente e distintas entre si nas variáveis número de espécies, número de indivíduos, altura comercial média, DAP médio, área basal e volume por conglomerado. A área total e os quatro sítios apresentaram alta diversidade, baixa concentração de dominância e alta equabilidade, porém os índices decrescem com o aumento da área. A similaridade florística entre os conglomerados e entre os sítios foi elevada. A família *Caesalpinaceae* foi a mais abundante e diversa na área total e em cada sítio, e *Erismia uncinatum*, *Holopyxidium jarana* e *Tachigalia myrmecophila* estão entre as oito mais importantes nos quatro sítios e área total. Houve cem por cento de classificação correta. A redução dos dados por meio de análise discriminante permitiu plotar os conglomerados em um espaço euclidiano tridimensional sem perda de informação ou bidimensional com explicação de 90,07% da variabilidade total. As variáveis que mais contribuíram para a classificação e discriminação dos sítios foram DAP médio, área basal, altura comercial média e volume. A aplicação de análise multivariada permitiu caracterizar e mapear padrões de variação florístico-estrutural na comunidade.

Palavras-chave: ecologia florestal, florística, diversidade, análise multivariada, Tapajós.

1 – INTRODUÇÃO

O estudo sobre a biodiversidade, estrutura e funcionamento das florestas tropicais se constitui numa das atividades científicas contemporâneas de extrema importância para a humanidade, sobretudo para as gerações futuras. Devido a um processo progressivo de atividades antrópicas com diversas finalidades, extensas áreas de florestas tropicais vem sendo alteradas e até mesmo destruída toda a sua cobertura sem os requisitos mínimos de conhecimento da caracterização desses ambientes.

A Amazônia Brasileira com mais de três milhões de quilômetros quadrados, a maior parte de florestas de terra firme, é, ao mesmo tempo, um bioma onde atividades de exploração humana conceituadas como predatórias se estabelecem continuamente, e um laboratório global de atividades de conhecimento, conservação, gerenciamento e produção econômica em bases sustentáveis dos recursos naturais.

Entretanto as atividades que produzem informações de como conhecê-la e explorá-la dentro desses conceitos necessitam constantemente de um incremento em bases quantitativas e qualitativas em face da enorme diversidade florística interagindo com múltiplos fatores ambientais.

A diversidade das florestas neotropicais, no que se refere ao componente florístico, é continuamente ameaçada sobretudo por atividades agropastoris e demanda de produtos madeireiros, ocasionando a redução local e regional de populações arbóreas até limiares de extinção. A composição florística é um dos instrumentos fundamentais para o planejamento do manejo racional da floresta, partindo-se da regeneração natural até o acompanhamento de variações naturais oriundas das seres ecológicas sucessionais.

Uma considerável parte dos trabalhos realizados por pesquisadores na região amazônica reiteram a preocupação em conhecer a estrutura básica da floresta, em avaliar o grau de comprometimento de várias áreas com diferentes níveis de exploração e em recomendar metodologias de manejo e conservação da diversidade ainda existente.

Na área da Ciência Florestal a aplicação e desenvolvimento de modelos como atividades de pesquisa pura que se fundamentam na caracterização da estrutura, composição florística e caracterização da vegetação são fundamentais para qualquer outro tipo de estudo na Amazônia, principalmente os de manejo florestal. Tais modelos têm o potencial de servir de subsídios, juntamente com o conhecimento empírico e prático do pesquisador, para o estabelecimento de estratégias de intervenção em áreas florestais com a minimização de alteração e danos e maximização da conservação e produção.

Os atributos desses modelos permitem uma análise da estrutura e composição florística de forma multidimensional não se alicerçando apenas na produção volumétrica que se pode obter em uma determinada área. Ao analisar simultaneamente diversos parâmetros biológicos das populações como

variáveis estruturais, diversidade e distribuição das espécies a caracterização ecológica das comunidades pode se aproximar da realidade, tornando as atividades silviculturais adequadas e sustentáveis.

A heterogeneidade ambiental da floresta de terra firme amazônica é reconhecidamente proporcional à área. Dessa forma é necessária a estratificação das unidades amostrais ou administrativas de manejo com base no conjunto das variáveis de interesse para que o mapeamento das diferentes formações ou variações, levando em conta essa diversidade, caracterize as relações existentes entre os vários componentes de uma comunidade florestal.

Para a efetuação dessa ação a estrutura dos dados amostrais tem que ser submetida às análises estatísticas multivariadas adequadas. Apenas essas técnicas permitem inferências e interpretações ecológicas em estudo de comunidades onde a natureza das interrelações é complexa em demasia para ser apreendida sob um enfoque reducionista.

O uso de procedimentos que levam em conta um espaço multivariado ajuda a consolidar a interpretação teórica da complexidade ambiental das florestas de terra firme como reflexo dessa multivariabilidade atuando simultaneamente.

Ao propor uma interpretação e modo de conhecimento da comunidade florestal de uma região pela redução da dimensão original dos dados com a mínima perda de informação da variabilidade, os procedimentos estatísticos multivariados contribuem na estruturação de metodologias investigativas que não sejam abstrações da realidade mas que possuam significado teórico-prático.

Considerando a necessidade do estabelecimento de uma compreensão da florística e estrutura das comunidades arbóreas do ecossistema amazônico para que se possa desenvolver atividades futuras, estima-se que o uso de procedimentos de pós-estratificação multidimensional em ecologia de comunidades florestais pode gerar informações sobre o entendimento das florestas de terra firme e contribuir na proposição de estratégias de intervenção ecologicamente viáveis.

Com o estabelecimento da hipótese de que uma floresta de terra firme apresenta padrões de variação florístico-estrutural que podem ser reconhecidos por técnicas estatísticas multivariadas formulou-se o objetivo geral deste estudo que foi caracterizar e mapear unidades amostrais sistemáticas em sítios ecológicos definidos em relação à sua composição florística e estrutura horizontal pela aplicação de técnicas de análise multivariada.

Alguns objetivos de natureza específica foram estabelecidos:

Reconhecer a diversidade florística e estrutural da área total de estudo na Floresta Nacional do Tapajós;

Classificar as unidades de amostra da vegetação com base em variáveis florístico-estruturais através da análise de agrupamento;

Avaliar a classificação da comunidade florestal em sítios ecológicos através da interpretação da similaridade e diversidade florísticas;

Verificar a integridade dos agrupamentos (sítios) gerados e as classificações de cada unidade de amostra através da aplicação da Análise Linear Discriminante; e

Ordenar as variáveis florístico-estruturais utilizadas em hierarquia de importância na classificação.

2- REVISÃO DA LITERATURA

2.1-ASPECTOS DA FLORÍSTICA NA AMAZÔNIA: uma ênfase em inventários em matas de terra firme na Amazônia Brasileira.

Em relação às florestas neotropicais o mais antigo inventário quantitativo de árvores foi o realizado por DAVIS & RICHARDS (1934) na Guiana Inglesa. Eles identificaram cinco tipos de florestas primárias, sendo os introdutórios do perfil de vegetação, e, amostrando árvores com mais de 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), encontraram 94 espécies em 1,5 ha. Os autores observaram que cada formação estava razoavelmente delimitada pelo tipo de solo e por uma estrutura peculiar, ainda que ocorresse alta proporção de espécies amostradas em mais de uma tipologia.

Deve-se a BASTOS (1948) o primeiro estudo de caráter quantitativo na Amazônia Brasileira, que com o objetivo de averiguar o potencial de madeira para a produção de carvão, realizou uma amostragem de 1ha dividida em parcelas de 20x50m. Encontrou ao amostrar árvores com $DAP \geq 30$ cm, 124 indivíduos distribuídos entre 46 espécies.

Os trabalhos de pesquisa realizados por BLACK *et al.* (1950) e PIRES *et al.* (1953), foram de grande importância para estudos de inventário florestal na Amazônia, sendo os primeiros realizados no Pará.

BLACK *et al.* (1950) estudaram duas áreas de floresta de terra firme e uma de mata de igapó cada uma de 1ha (100mx100m) no Pará, amostrando árvores com $DAP \geq 10$ cm. Observaram a baixa similaridade florística entre as parcelas amostradas e alta porcentagem de espécies raras, sugerindo não ser possível generalizar conclusões relativas à estrutura da vegetação e à composição florística que se baseassem em amostragens de parcelas pequenas.

PIRES *et al.* (1953), ainda no Pará, realizaram um levantamento florístico amostrando os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm em 3,5 ha com o objetivo de estimar o número de espécies na comunidade de terra firme. Encontraram 179 espécies, sendo 108 para o primeiro ha. Usando a distribuição de Poisson concluíram que a distribuição de espécies mais comuns era a uniforme. E através do método de oitavas de Preston estimaram que cerca de 28% das espécies da associação não foram amostradas no levantamento.

PIRES *et al.* (1953) compararam seus resultados com aqueles para mata de terra firme realizados por BLACK *et al.* (1950) e encontraram uma grande diferença entre a composição e diversidade florística de áreas relativamente próximas.

Os estudos de CAIN *et al.* (1956) marcam o início da utilização na Amazônia de parâmetros fitossociológicos como densidade, frequência e valor de importância bem como da metodologia de caracterização da vegetação de Raunkier, que utiliza formas de vida e tamanho de folha (MUELLER-

DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Aqueles autores amostraram árvores com $DAP \geq 10$ cm em uma parcela de dois hectares e notaram que: esse tipo de floresta não apresenta dominância de uma ou poucas espécies como nas de clima temperado; existe certa dominância apenas ao nível de família; a maioria das espécies apresenta frequência baixa; e, a similaridade específica é muito baixa quando comparada com outras florestas de terra firme.

Os levantamentos florestais realizados pela missão FAO na Amazônia no final da década de 50 e até meados da seguinte (HEINSDJIK & BASTOS, 1963) marcaram também o estudo da estrutura da vegetação amazônica. SUDAM (1974) reuniu todos, e encontrou uma área inventariada de 1.362 ha com mensurações de árvores de $DAP \geq 25$ cm ou 45 cm. Foram identificadas 400 espécies distribuídas entre 47 famílias com Leguminosae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Burseraceae, Lauraceae e Chrysobalanaceae as de maior riqueza florística.

O maior inventário da Amazônia brasileira foi aquele elaborado pelo Projeto RADAMBRASIL que investigou aproximadamente 2.000 ha, com caráter de inclusão amostral das árvores com circunferência à altura do peito (CAP) ≥ 100 cm ($DAP \geq 32$ cm). Uma síntese de parte desses dados é apresentada por ROLLET (1993) e se refere às regiões de Boa Vista, Manaus e Purus. Analisando 612 ha foi encontrado um total de 558 espécies, sendo as mais abundantes : *Eschweilera odora* (Poepp.) Miers (Lecythidaceae), *Goupia glabra* Aubl. (Celastraceae), *Cariniana micrantha* Ducke (Lecythidaceae), *Licania membranacea* Sagot ex Lanes, (Chrysobalanaceae) e *Pouteria guianensis* Eyma (Sapotaceae) (ROLLET, 1993).

PIRES & PRANCE (1977) estudaram a distribuição horizontal, vertical e o incremento no diâmetro de árvores de matas de terra firme, várzea e igapó no Pará. Amostraram as árvores com CAP ≥ 30 cm ($DAP \geq 9,55$ cm) em uma área total de 15,5 ha, encontrando 342 espécies. As espécies comuns entre mata de terra firme e igapó corresponderam a uma proporção de 43%, mata de terra firme e várzea 38%, várzea e igapó 40%, e 24% das espécies ocorreram nos três tipos de florestas. Eles predisseram que ainda que seja característica a ausência de espécies dominantes, qualquer estudo na Amazônia com árvores amostradas que tenham CAP ≥ 30 cm, deverá ter entre 5 a 15 espécies contribuindo com 50% do número total de indivíduos presentes, e essas espécies devem ser consideradas como características da área.

Desde então a composição florística e a estrutura da vegetação da floresta Amazônica vêm sendo descritas em vários lugares e épocas, ainda que esses estudos sejam uma representação estática da floresta, o que para atividades de manejo florestal sustentado constituem informações insuficientes (JARDIM, 1988). Uma grande quantidade trabalhos foi desenvolvida sobretudo acerca da estrutura horizontal do componente arbóreo e sobre regeneração natural.

Muitos trabalhos constroem suas discussões relativas as famílias encontradas ora sobre famílias com maior número de espécies, riqueza florística, ora sobre famílias de maior Índice de Valor de Importância ou de Cobertura. Sempre que possível procurou-se seguir as prioridades dos autores.

UHL & MURPHY (1981), estudando a composição, estrutura e regeneração de uma mata de terra firme na Venezuela, encontraram 83 espécies em 1 ha, 79 e 63 espécies em duas parcelas de 0,5 ha e 68 espécies em 0,5 ha de capoeira. Analisando seus resultados concluíram que há diferenças na composição florística entre os estratos da floresta e que uma espécie pode ser comum em uma amostra e rara ou ausente em outra amostra próxima.

No estudo realizado por DENICH (1986), sobre composição florística de capoeiras baixas no município de Igarapé-Açu - PA, foram encontradas, em cinco áreas de capoeira, cada qual sendo amostrada por uma parcela de 500 m², 173 espécies, pertencentes a 50 famílias. Destacaram-se as famílias Leguminosae, Myrtaceae e Sapindaceae como as mais diversas.

BARROS (1986), estudando 5 ha amostrados em uma floresta tropical úmida no Planalto de Curuá-Una - PA, encontrou 48 famílias com 188 espécies ao amostrar árvores com DAP $\geq$ 5 cm. Destacaram-se as famílias Leguminosae, Sapotaceae e Apocynaceae com elevada riqueza. Tais famílias, porém, apresentaram relativamente reduzida abundância, pois encontrou famílias com baixo número de gêneros e espécies, como Violaceae e Burseraceae, mas de elevada abundância para o total da amostra.

CARVALHO (1982), estudando a regeneração natural de uma floresta densa na região do Tapajós, encontrou ao amostrar indivíduos de até 15 cm de DAP em 1,75 ha (parcelas de 25 m²), 106 espécies, podendo, segundo o autor, ficar em torno de 130 com identificação botânica mais acurada. A composição florística foi bastante similar quando comparada com a comunidade adulta, com as famílias Leguminosae, Lecythidaceae, Lauraceae, Moraceae e Sapotaceae sendo as mais diversas e *Hevea* sp., *Duguetia* sp. e *Virola melinonii* (Ben.) Smith. as espécies de maior posição sociológica na regeneração.

CARVALHO *et al.* (1986), amostrando indivíduos de todos os tamanhos (acima de 0,10 m) em 5ha de floresta densa, com diferentes tamanhos de parcelas e diâmetros de inclusão, próximos ao km 69 da Rodovia Santarém-Cuiabá - FLONA do Tapajós, encontraram 172 espécies entre 45 famílias. *Rinorea flavescens* Kuntz, *Rinorea guianensis* Aubl., *Protium* sp e *Coussarea racemosa* foram as espécies de maior densidade. Para família encontraram Leguminosae, Violaceae, Lecythidaceae, Moraceae, Sapotaceae e Burseraceae como as mais diversas.

ABSY *et al.* (1986/1987) inventariaram 6 ha em floresta de terra firme na área de influência da Rodovia Cuiabá-Porto Velho. Registraram 278 espécies. Para as árvores com DAP $\geq$ 30 cm encontraram 103-106 espécies por hectare. As famílias mais importantes no geral foram Leguminosae, Moraceae, Sapotaceae, Lecythidaceae e Burseraceae.

SILVA *et al.* (1986, 1987) realizaram amostragem por transecto de 1 ha com formatos diferentes na Serra dos Carajás, Pará, e encontraram 125 espécies com indivíduos de CAP ≥ 30 cm e do estrato arbustivo e herbáceo, com Leguminosae, Moraceae, Rubiaceae, Bignoniaceae e Sapindaceae as famílias mais diversificadas. No segundo trabalho não consideraram aquele estrato e registraram 103 espécies, com Mimosaceae, Burseraceae, Moraceae, Caesalpiniaceae e Papilionaceae sendo as famílias com maior riqueza específica.

JARDIM (1988), analisando a variação florística em escala temporal (intervalo de 5 anos) numa mata de terra firme na região próxima a Manaus, encontrou 288 espécies em uma área de 12 ha ao amostrar árvores com DAP ≥ 25 cm. A fisionomia estrutural da floresta seria mantida por 123 espécies pelo fato de elas serem muito estáveis e representarem cerca de 30% dos indivíduos amostrados (JARDIM, 1988).

SALOMÃO *et al.* (1988), amostrando 1 ha de mata de terra firme em Carajás, encontraram 122 espécies com árvores de DAP ≥ 10 cm. As famílias Leguminosae, Sapotaceae, Vochysiaceae e Lauraceae apresentaram os maiores valores de importância.

LOPES *et al.* (1989), estudando a composição florística de uma floresta secundária, após 3 anos de corte raso da floresta primária, no morro do Felipe - AP, encontraram em 2,5 ha 154 espécies, entre 47 famílias com a inclusão de indivíduos de altura maior que 30 cm. Com árvores de DAP ≥ 5 cm, identificaram 92 espécies. As famílias de maior relevância na composição florística foram: Moraceae; Mimosaceae e Caesalpiniaceae, Myrtaceae e Sapotaceae. *Goupia glabra* Aubl., *Cecropia sciadophylla* Mart e *Cecropia obtusa* Trec. foram as espécies mais abundantes. *Schefflera morototoni* e *Jacaranda copaia*, geralmente abundantes em áreas sucessionais, apresentaram baixa ocorrência

SALOMÃO & LISBOA (1988) descreveram a vegetação arbórea em 1 ha para árvores com CAP ≥ 30 cm no Estado de Rondônia e encontraram 171 espécies, com Moraceae, Leguminosae, Burseraceae, Palmae e Sapotaceae as famílias mais importantes e *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart. e *Bertholletia excelsa* H. & B. como as de maior valor de importância.

MACIEL & LISBOA (1989), em Rondônia, amostraram árvores com CAP ≥ 30 cm em 1 ha e encontraram 90 espécies e 33 famílias sendo Sterculiaceae, Meliaceae, Moraceae, Leguminosae e Palmae as mais importantes.

SILVA & ROSA (1989), amostrando árvores com CAP ≥ 30 cm em duas áreas de 1 ha cada, de mata de terra firme em Carajás, encontraram 119 e 121 espécies, sendo somente a família Mimosaceae a aparecer entre as cinco mais importantes para cada área.

MORELLATO & ROSA (1991) com metodologia de amostragem por parcelas ao longo de transectos na Serra dos Carajás, encontraram 100 espécies com DAP ≥ 5 cm, com *Erismia uncinatum*, *Aparishitium cordatum* e *Neea* sp. as mais importantes..

Pesquisadores da FCAP coordenaram uma série de censos ou inventários florestais nas FLONA's (Florestas Nacionais) de Saracá-Tacuera (QUEIROZ, 1991a, 1991b; QUEIROZ & BARROS, 1998), Caxiuanã (QUEIROZ & SILVA, 1992, 1993) e Tapajós (QUEIROZ, 1992), todas no Estado do Pará. Ainda que o objetivo principal desses estudos tenha sido a estimativa volumétrica de espécies comerciais e não comerciais nessas áreas, e algumas espécies estarem identificadas até a categoria taxonômica de gênero, a sua citação se deve ao fato de usarem como um dos critérios de amostragem das árvores grandes valores de DAP, similares a este estudo.

Para a FLONA de Saracá-Tacuera foram encontradas 150 espécies com árvores com $DAP \geq 15$ cm, sendo 86 espécies amostradas em 11 ha e com $DAP \geq 45$ cm, e 133 espécies na classe de estoque, $15 \leq DAP < 45$ cm, amostradas em uma área de 4,4 ha, circunscrita àquela anterior, em 44 parcelas de 0,25 e 0,1 ha respectivamente. (QUEIROZ, 1991a). Em outro inventário na FLONA foram encontradas 210 espécies com mesmo critério de inclusão, porém foram listadas 138 espécies para árvores com $DAP \geq 45$ cm, amostradas em 10 ha (40 parcelas de 0,25 ha), e para a classe de estoque, amostrada em 8,8 ha, 178 espécies foram listadas (QUEIROZ, 1991b).

Na FLONA de Caxiuanã, QUEIROZ & SILVA (1992, 1993), realizando censos florestais para árvores com $DAP \geq 55$ cm, encontraram 155 e 156 espécies respectivamente.

QUEIROZ (1992) encontrou 270 espécies na FLONA do Tapajós amostrando indivíduos com DAP entre 10 e 44,9 cm, e realizando censo para árvores com $DAP \geq 45$ cm, em 99 parcelas de 0,1 e 0,25 ha respectivamente. As espécies *Pouteria* sp, *Microphollys* sp, *Inga* spp e *Rinorea guianensis* Aubl. foram as de maior abundância para a amostragem, e *Manilkara huberi*, *Couratari pulchra* Sandw., e *Holopyxidium jarana* Ducke foram as espécies mais abundantes no censo.

Em Saracá-Tacuera, QUEIROZ & BARROS (1998) empreenderam um inventário e estudo de regeneração, em 25 ha amostrados distribuídos entre 100 parcelas de 0,25 ha. Listam 285 espécies. Fizeram um censo das árvores com $DAP \geq 45$ cm encontrando 185 espécies. Em parcelas de 0,1 ha (10 ha), consideradas para estoque da floresta, amostraram 227 espécies com $10 \text{ cm} \leq DAP < 45 \text{ cm}$. Para a amostragem da regeneração, efetuada em parcelas de 0,001 ha (1 ha) incluindo os indivíduos com $0,5 \text{ cm} \leq DAP < 10 \text{ cm}$ foram listadas 235 espécies distribuídas entre 50 famílias. As famílias mais diversas foram Sapotaceae. Apresentam 47 famílias para árvores com $DAP \geq 10 \text{ cm}$. As famílias com maior diversidade florística tanto na regeneração como no povoamento adulto foram Sapotaceae, Mimosaceae, Lauraceae, Annonaceae e Caesalpiniaceae (QUEIROZ & BARROS, 1998).

GENTRY (1986, 1988) começou a tratar do assunto relacionado aos padrões de diversidade de espécies vegetais neotropicais. Em 1986 encontrou em duas parcelas de 0,1 ha na Colômbia 262 espécies com $DAP \geq 2,5 \text{ cm}$.

GENTRY & DODSON (1987) mencionam que a maior parte da diversidade de florestas tropicais é devida às epífitas e ervas do sub-bosque. Amostrando todas as fanerógamas em parcela de 0,1 ha no Equador, de 365 espécies encontraram 35% das espécies como epífitas (49% dos indivíduos) e 13% de ervas. Apenas 32 espécies de árvores com DAP ≥ 10 cm foram incluídas, porém ao se contar plântulas e árvores novas a riqueza de espécies arbóreas aumenta para 117 espécies (32%)

GENTRY (1988, 1990, 1992) mostraram a alfa-diversidade de 283 espécies por ha com árvores de DAP ≥ 10 cm, próximo a Iquitos no Peru. O autor concluiu então que a Amazônia ocidental apresentava a mais alta alfa-diversidade do mundo, devido sobretudo aos seus solos relativamente mais férteis e à alta pluviosidade anual sem uma sazonalidade significativa.

FABER-LANGENDOEN & GENTRY (1991) amostraram 2 ha de floresta úmida na Colômbia para descrever a vegetação lenhosa. Amostrando em parcelas de 1 ha árvores de DAP ≥ 10 cm encontraram 252 espécies distribuídas entre 45 famílias excluindo as lianas em uma das parcelas Para árvores com DAP $\geq 2,5$ cm amostradas em parcelas de 0,1 ha, encontraram 137 espécies entre 32 famílias excetuando as lianas. As famílias de maior valor de importância foram Arecaceae, Sapotaceae, Myristicaceae, Clusiaceae e Fabaceae. Os autores afirmam que a alta diversidade encontrada está em relação direta da alta precipitação pluviométrica e baixos níveis de nutrientes na área.

SALOMÃO (1991), estudando a mata de terra firme em Marabá, Pará, encontrou, em 6 ha amostrados, 237 espécies. As famílias mais importantes foram: Euphorbiaceae, Burseraceae, Mimosaceae, Moraceae e Lecythidaceae.

RANKIN-DE-MERONA *et al.* (1992) publicaram os dados de um levantamento de 70 ha de mata de terra firme nas proximidades de Manaus, onde afirmam que, considerando as árvores com DAP ≥ 10 cm, a riqueza é muito grande e pode exceder 250 espécies por hectare. As famílias Lecythidaceae, Leguminosae, Sapotaceae e Burseraceae foram as mais abundantes em indivíduos e ricas em espécies.

CARVALHO (1992), estudando mudanças na composição florística por diferentes tratamentos silviculturais na FLONA do Tapajós, Pará, encontrou em 9 ha 257 espécies quando amostrou árvores com DAP ≥ 5 cm antes da exploração e o ingresso de novas espécies no período de 7 anos. O autor cita 201 espécies para 2 ha amostrados com árvores de DAP ≥ 10 cm. Para a área não explorada as famílias de maior importância foram Leguminosae, Sapotaceae, Lecythidaceae, Moraceae, e Violaceae. Nas áreas exploradas essa relação permanece a mesma mas não necessariamente nessa ordem.

SILVA *et al.* (1992) amostraram 556 espécies para DAP ≥ 10 cm em quatro transectos de 1 ha cada na bacia do rio Juruá. Em um dos hectares encontraram 270 espécies, o que é uma das maiores alfa-diversidades do mundo com essa metodologia de amostragem. No total, as famílias de maior importância foram Chrysobalanaceae, Lecythidaceae, Leguminosae, e Sapotaceae.

ALMEIDA *et al.* (1993) amostraram 4 ha em Caxiuanã, Pará, identificando 338 espécies, variando o número de 147 a 196 espécies por hectare. Os autores, com base em comparações desse estudo com outros da região, afirmaram que a hipótese de que existiria um gradiente crescente de diversidade no sentido Leste-Oeste não pôde ser confirmada.

d'OLIVEIRA (1994) realizando um inventário florestal com 8,4 ha amostrados no Acre, encontrou 125 espécies distribuídas entre 45 famílias ao amostrar árvores com DAP ≥ 30 cm. As espécies de maior importância foram *Carapa guianensis* Aubl., *Cedrela odorata* L e *Brosimum* sp.

JARDIM (1995) estudando o comportamento da regeneração natural arbórea em uma área amostral de 15 ha próxima a Manaus, submetida a tratamentos silviculturais diferenciados, amostrou indivíduos com altura $\geq 0,10$ m e encontrou 285 espécies, considerando a entrada de novas espécies durante o estudo. Desse total, 255 espécies foram listadas para DAP ≤ 5 cm com indivíduos amostrados em parcelas de 2mx2 m e 223 espécies para DAP ≥ 5 cm para parcelas de 10mx10m e 50mx50m. JARDIM & HOSOKAWA (1986) citam para essa área Burseraceae, Annonaceae, Rubiaceae e Violaceae como famílias predominantes na área para árvores amostradas com DAP ≤ 20 cm, e Lecythidaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae e Caesalpiniaceae para DAP ≥ 20 cm. Os autores citam ainda que para árvores com DAP ≥ 20 cm, a família mais rica foi Sapotaceae e a de maior densidade foi Lecythidaceae. Para a regeneração natural a família com maior riqueza florística foi Caesalpiniaceae e Burseraceae a de maior densidade.

DUIVENVOORDEN (1996) estudando os padrões de riqueza em uma floresta na Colômbia, identificou ao amostrar árvores com DAP ≥ 10 cm em 9,5 ha divididos em parcelas de 0,1 ha situadas na bacia média do rio Caquetá, 525 espécies, com 252 ± 21 espécies com 43 ± 3 famílias. por hectare. Os padrões de riqueza de espécies arbóreas se relacionam mais com a hostilidade de habitat e estresse ambiental (DUIVENVOORDEN, 1996).

VIEIRA (1996) encontrou em remanescente de floresta primária na região Bragantina, Nordeste do Pará, 200 espécies entre 47 famílias amostrando os indivíduos com DAP ≥ 5 cm em 0,6 ha (parcelas de 250 m²), com *Eschweilera coriacea*, *Lecythis idatimon* e *Dipteryx odorata* as espécies de maior dominância, e Lecythidaceae, Mimosaceae, Caesalpiniaceae, Burseraceae, Euphorbiaceae e Sapotaceae as famílias mais dominantes com 32% da riqueza de espécies.

Ainda na região Bragantina, VIEIRA (1996) amostrou 3 ha de floresta primária (transectos de 1ha) e acusou 233 espécies entre 52 famílias, com árvores de DAP ≥ 10 cm. O número médio de espécies por ha foi 137 (126 – 156). *Eschweilera coriacea*, *Lecythis idatimon*, *Newtonia psilostachya* e *Mabea* cf. *speciosa* foram as espécies mais abundantes, e Lecythidaceae, Mimosaceae, Caesalpiniaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae, e Moraceae as famílias de maior valor de cobertura (densidade mais dominância

relativas). O número de espécies na floresta primária é significativamente maior que em florestas secundárias de diferentes idades, aumentando a diversidade gradualmente com os estágios de sucessão (VIEIRA, 1996).

A mais alta alfa-diversidade de árvores do mundo foi encontrada no Equador por VALENCIA *et al.* (1994). Em um hectare amostrado (100mx100 m) foram registradas 307 espécies com DAP $\geq$ 10 cm. *Jessenia bataua* e *Eschweilera aff. coriacea* apresentaram maiores densidades. As famílias de maior riqueza florística foram Leguminosae, Lauraceae, Sapotaceae, Moraceae e Burseraceae.

OLIVEIRA (1997) estudando 3 ha de uma floresta próxima a Manaus, encontrou a maior alfa-diversidade na Amazônia brasileira, área que de acordo com JARDIM (1995) é a mais heterogênea da Amazônia. Foram amostradas 513 espécies com DAP $\geq$ 10 cm, sendo que em um dos hectares foi registrado 285 espécies. As famílias com maior diversificação de espécies foram Sapotaceae, Lecythidaceae, Lauraceae, Chrysobalanaceae, Fabaceae, Mimosaceae e Burseraceae. Apenas *Scleronema micranthum* Ducke, *Protium hebetatum* Daly e *Minquartia guianensis* Aubl. aparecem entre as dez mais importantes para os três hectares. A taxa de espécies raras foi elevada e nenhuma espécie contribuiu com mais de 4% do valor de importância total.

PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN (1995) listam as famílias abaixo como as mais comuns da Amazônia: Leguminosae (*latu sensu*), Lauraceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Moraceae, Palmae, Bombacaceae, Humiriaceae, Myristicaceae, Olacaceae, Chrysobalanaceae, Burseraceae, Ebenaceae, Icacinaceae, Vochysiaceae e Annonaceae.

CARVALHO (1992), CLARK & CLARK (1992), HUBBEL & FOSTER (1992), JARDIM (1995), LAURANCE *et al.* (1998) e muitos outros autores têm afirmado que o conhecimento sobre a ecologia de comunidades florestais na zona neotropical avaliando sua dinâmica, perturbação, exploração seletiva, fragmentação e diversificação ainda são escassos. Dentre muitas abordagens alternativas, é sugerido e aplicado o estabelecimento de parcelas permanentes e o estudo numa ampla escala temporal, o que indubitavelmente contribui para a discussão e esclarecimento de muitas hipóteses concernentes à essa área de conhecimento.

SHEIL (1996), discutindo riqueza de espécies e amostragem, faz uma observação citando que o estabelecimento dessas parcelas pode ser influenciado prejudicando as conclusões. Para ele essa influência reside no fato de que as parcelas permanentes são geralmente alocadas em sítios de excepcional número de espécies, e também que é comum evitar áreas florestais com grandes perturbações.

Sob uma perspectiva geral relativa aos inventários florísticos e florestais realizados na Amazônia, demonstra-se que as matas de terra firme apresentam uma elevada diversidade, uma expressiva proporção de espécies com baixa densidade e uma baixa similaridade florística entre unidades amostrais localizadas próximas umas das outras.

Cabe ressaltar que as análises comparativas entre os diferentes levantamentos têm que ser efetuadas com cuidado, devido à ampla variedade de metodologias de amostragens da floresta utilizadas – principalmente quanto à forma e tamanho da unidade amostral, diâmetro de inclusão, idade da floresta, obtenção de boas coletas de material botânico e pela complexidade na identificação das espécies.

Tem-se discutido que a falta de protocolos uniformizados de investigação compromete as decisões acerca de manejo e conservação da biodiversidade nesses ecossistemas.

Uma visão mais abrangente acerca da estrutura e composição florística das florestas tropicais será possível quando se fizer a interação dos estudos amostrais com um melhor conhecimento da sistemática e da biogeografia das espécies (OLIVEIRA, 1997).

2.2- A RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA EM COMUNIDADES FLORESTAIS

A correlação entre a riqueza de espécies e a área tem sido extremamente estudada há mais de um século, tendo sido iniciada com os trabalhos de De Candolle em 1855 (LAWESSON *et al.*, 1998) e a compreensão desta relação se constitui essencial no manejo da biodiversidade e conservação da natureza.

MATTEUCCI & COLMA (1982) relacionam a curva espécie-área com o conceito de área mínima, ao afirmarem que a área mínima se relaciona com a homogeneidade florística e espacial da comunidade e para se obter uma amostra representativa de uma comunidade é necessário o conhecimento da sua área mínima de expressão.

GOLDSMITH & HARRISON (1976) afirmam que a área mínima é ao mesmo tempo um conceito e uma medida. Como conceito seria a menor área que provê espaço ambiental suficiente para um tipo particular de comunidade.

Para BROWER & ZAR (1977) duas diferenças devem ser feitas quando se analisa o número de espécies: se esse é plotado com a área acumulada a curva é denominada espécie-área, se é plotado contra o nº acumulado de amostras a curva é espécie-amostra.

Em levantamentos de composição florística em Floresta Pluvial Tropical para o cálculo da área mínima é recomendado fazer separadamente a aferição de dados em parcelas pequenas (100 ou 200 m²) repetidamente até que não se encontre espécies novas (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; LAMPRECHT, 1990). Consequentemente a soma das áreas dessas parcelas fornecerá a área mínima de amostragem para a composição florística. Para florestas com grande heterogeneidade a área mínima de amostragem deve ser de 10.000m² ou mais. Obviamente a área mínima depende também do diâmetro mínimo de inclusão dos indivíduos a serem amostrados.

BARROS(1986) cita que a curva espécie-área é de grande utilidade para comparações de diversidade de diferentes comunidades e para estudos da estrutura de vegetação. Ressalta ainda que por

ser difícil a determinação do número de espécies numa comunidade, estudos de diversidade invariavelmente são desenvolvidos sobre uma compilação de grupos taxonômicos particulares.

PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN (1995) mencionam que a área mínima é geralmente obtida através da curva espécie-área, sendo seu valor fornecido pela assíntota da curva quando essa é feita plotando-se o log do número de espécies contra o log da área amostrada, e que geralmente tende a incluir pelo menos 90 por cento das espécies da área estudada. Esses autores sugerem que pela análise da curva espécie-área a floresta tropical requereria um mínimo de 20.000m² de amostragem para estudos da vegetação fanerogâmica com DAP ≥ 10 cm.

O tradicional modo de examinar biodiversidade comparando área não transformada e número de espécies é muito influenciado. O valor de espécie corrigido para área parece ser a base para qualquer avaliação da qualidade e manejo da natureza. (LAWESSON *et al.*, 1998).

LAWESSON *et al.* (1998) examinaram a riqueza florística de florestas de diferentes tamanhos, idades e perturbações na Dinamarca.. A correlação entre número de espécies nos vários grupos e a área das florestas foram analisados pela função potencial $S = cA^z$ (S n° de espécies, c riqueza ou valor esperado do n° de espécies em uma unidade de área, A área e z a inclinação da linha do gráfico espécie-área logaritmizado ou taxa instantânea de incremento de riqueza com um aumento da área) (PASTOR *et al.*, 1996). No total o valor de c *versus* log-área foi não significativo, e assim, a riqueza e biodiversidade provavelmente dependem mais do espaço de habitats, e portanto de variação ambiental na floresta que a sua área atual, isolamento ou formato. (LAWESSON *et al.*, 1998).

LOEHLE (1990), LEKBOHM & RYDIN (1990) afirmam que os modelos geralmente são transformados em base logarítmica e comparados, o que causa uma má interpretação ecológica dos resultados, quando deveria ser comparado o mesmo modelo, e questionam se a melhor forma de demonstrar a relação seria a linear ou a não-linearizada.

WILLIAMS (1995) argumenta que a função potencial, proposta inicialmente por Arrhenius e endossada por PRESTON (1962), usualmente na forma linear $\log S = \log c + z \log A$ tem um número de falhas: é irrestrita pois se a área aumenta o S aumenta sem limites - quando na verdade se é conhecido que a curva espécie-área tende a uma assíntota para extensas áreas, é incapaz para tratar de ilhas sem espécies e é inapropriada para se conhecer a distribuição amostral de S .

Analisando a função logarítmica como apenas um método computacional conveniente de criar uma curva, a despeito de suas propriedades indesejáveis, WILLIAMS (1995) propõe uma função de extremo valor (EVF) como modelo para relação espécie-área e para incidência de uma espécie. De acordo com o autor ela é igualmente apropriada para a hipótese de distribuição aleatória das espécies como quando essa suposição não é satisfeita, e é superior ao modelo da função potencial. A função de extremo valor cumulativa é uma curva sigmoidal dada pela equação $y = 1 - \exp(-\exp(ax + b))$, onde a e b são

respectivamente a inclinação e o intercepto da curva, e são estimados pela análise de regressão (FIGURA 1).

A função EVF derivada para incidência de uma única espécie ou para múltiplas espécies é expressa pela equação $p = 1 - \exp(-\exp(y \log A + \log d))$ onde p é a probabilidade da ocorrência de um ou mais indivíduos da espécie ocorrer na área A , d é a densidade de indivíduos (número por unidade de área) e o parâmetro adicional y permite que a inclinação da curva varie ($y = 1$ distribuição aleatória, $y > 1$ distribuição regular e $y < 1$ distribuição agregada de indivíduos ou populações).

A função EVF resolve as duas maiores falhas da função potencial: a ausência de limite para o número de espécies e a heteroscedasticidade da distribuição amostral de S (WILLIAMS, 1995).

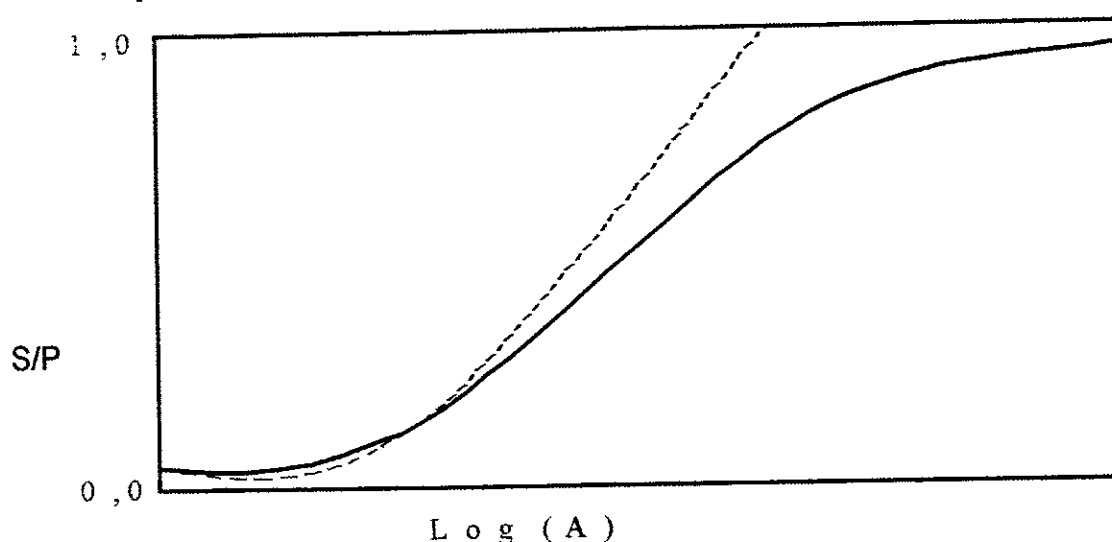


FIGURA 1- Modelo da função de extremo valor ,EVF (—) e potencial(---) para relação espécie-área. $S = n^{\circ}$ de espécies, $A =$ área, $P = n^{\circ}$ de espécies originais. Assintótica para $S=0$ e $S=P$. Modificado de WILLIAMS (1995).

LOEHLE (1990) argumenta que há muita discussão sobre o melhor modelo a ser usado para demonstrar a curva espécie-área e se o coeficiente de inclinação z é constante e igual a 0,25 (PRESTON, 1962; LEKBOHM & RYDIN, 1990; PASTOR *et al.*, 1996) ou é um mero artefato.

2.2.1- A riqueza de espécies na dimensão espaço-temporal: o conceito de *pool* de espécies

Uma forma de analisar aos dados de espécie-área é em relação à saturação ou insaturação de espécies na amostra, discutidas sob os conceitos de riqueza de espécies local e riqueza de espécies regional.

A riqueza de espécies local é definida como o grupo de espécies presentes em uma comunidade e é uma função de muitos fatores operando em múltiplas escalas temporal e espacial, e que a ênfase polarizada em um ou outro processo obscurece essa abordagem (ERIKSSON, 1993; PÄRTEL *et al.*, 1996; SHEIL, 1996; ANGERMEIER & WINSTON, 1998).

De acordo com a teoria do gradiente de WHITTAKER (1975), se aceita que um pequeno número de grandes reservas naturais pode conter amplos espectros de gradientes ambientais e então conter mais nichos específicos que muitas áreas de menor tamanho.

Contraditoriamente, SIMBERLOFF & GOTELLI (1984) concluíram, ao estudar um ecótono pradaria-floresta que: vários pequenos sítios no total tendem a conter mais espécies que um grande sítio com mesma área; não há exclusão de espécies de pequenos sítios; pequenos sítios tendem a ter mais espécies que sítios maiores em relação ao esperado, e espécies raras são mais frequentemente encontradas em sítios menores que sítios maiores.

Se a riqueza de espécies de uma localidade é limitada pelo suprimento de espécies colonizadoras da região em torno dessa localidade, a comunidade é dita insaturada. Por outro lado, se fatores ecológicos locais limitam a riqueza de espécies, a comunidade é saturada. Muitos estudos indicam uma pequena evidência de saturação de comunidades (CRESSWELL *et al.*, 1995).

TAYLOR *et al.* (1990) propuseram a hipótese do *pool* de espécies para explicar a diversidade local em referência ao tamanho do *pool* global ou regional de espécies: comparando todas as formas de vida, quanto maior a área local ou global de um tipo de habitat e quanto mais antiga sua idade geológica, maior será a oportunidade de especiação pretérita e conseqüentemente maior o número de espécies aptas para aquele tipo particular de habitat.

ZOBEL (1992) cita que a disponibilidade de espécies não é somente importância da especiação como também de processos históricos que determinam a migração de espécies.

PÄRTEL *et al.* (1996) afirmam que até recentemente a coexistência de espécies e diversidade tinha sido ligada fortemente à competição, e que uma alternativa recente na explicação da diversidade é a hipótese do *pool* de espécies: o número de espécies que ocupam uma certa região pode ser determinado pela comunalidade daquele habitat particular, e uma vez que quanto maior a área que aquele tipo de habitat ocupa, maior a oportunidade para especiação e conseqüentemente maior o número de espécies adaptadas disponíveis para aquele habitat (TAYLOR *et al.*, 1990).

ERIKSSON (1993) definiu o *pool* de espécies como um grupo de espécies que são potencialmente capazes de coexistir em uma certa comunidade e apresenta uma predição geral da hipótese de *pool* de espécies: a variação na diversidade de espécies entre comunidades é total ou parcialmente explicada pela variação no tamanho do *pool* de espécies associado com cada comunidade em particular.

Para PÄRTEL *et al.* (1996), essa definição salienta que o *pool* não é simplesmente a soma de espécies de uma certa região com condições ambientais variadas, mas é o limitado grupo de espécies capazes de crescimento sob certas condições ambientais prevalentes dentro do território. Eles sustentam que existiria um certo grau hierárquico para as espécies o qual seria função da similaridade entre condições ecológicas sob as quais a espécie ocorre e da média das condições ecológicas para uma comunidade específica.

PÄRTEL *et al.* (1996) propõem, ainda, três séries de *pool* de espécies baseados em escala espacial e definidos em relação à comunidade específica. O *Pool regional* – que é o grupo de espécies ocorrentes em uma certa região e que são capazes de coexistir numa comunidade específica. O *Pool local* refere-se ao grupo de espécies ocorrentes na paisagem em torno da comunidade específica e que são capazes de coexistir naquela comunidade. Essas espécies são aptas a migrar para a comunidade em poucos anos. O *Pool atual* diz respeito ao grupo de espécies presentes na comunidade específica. Os autores sugerem ainda que quanto ao banco de sementes, as sementes persistentes poderiam ser incluídas no *pool* local e as sementes transientes no *pool* atual.

Assim, o *pool* regional será especificado em referência à área total que circunscreve a área de distribuição do tipo de comunidade e o *pool* local seria referente à área ocupada por um certo tipo de paisagem dentro do qual a comunidade específica está distribuída.

PÄRTEL *et al.* (1996) propõem a definição de um modo estatístico-florístico (fitossociológico) para a comunidade específica como um tipo de vegetação com uma composição e estrutura vegetacional característica e sugerem que a delimitação seja feita embasada na sua ocorrência na paisagem local de modo mais ou menos contínuo.

PÄRTEL *et al.* (1996) testaram duas hipóteses nulas nos diferentes níveis de hierarquia do *pool* de espécies para testar sua função no modelo de riqueza de espécies. Eles formularam que qualquer tamanho no *pool* atual é igualmente provável entre zero e o tamanho do *pool* regional. A outra hipótese é que qualquer valor da riqueza de espécies por unidade de área é igualmente provável no intervalo entre zero e o tamanho do *pool* atual de espécies.

A rejeição das hipóteses de nulidade indicaria que a riqueza de espécies dependeria significativamente do número de *taxa* disponíveis, ou seja, a riqueza de espécies local tende a ser uma porção mais ou menos fixa do *pool* de espécies e qualquer mecanismo adicional regulador do número de espécies em coexistência tornaria a rejeição das hipóteses nulas menos provável. Para aqueles autores, ao se considerar os dois tipos de relações teóricas entre riqueza regional de espécies e riqueza local, e, se comunidades em diferentes condições de habitats são consideradas, a relação linear TIPO I coincide com as hipóteses alternativas: isso estabelece que comunidades não são saturadas com espécies e riqueza local de espécies é proporcional ao *pool* de espécies. O TIPO II, denominado de curva de saturação, admite

determinantes adicionais de riqueza local (interações bióticas) e consequentemente uma relação curvilínea. Determinando o *pool* regional de espécies a partir das espécies num habitat definido por um espaço tetra dimensional (luz, mistura do solo, pH e conteúdo de nitrogênio) e o *pool* atual determinado para 14 comunidades em parcelas de 1 m² 5 0x50m² encontraram uma forte relação linear nas duas hipóteses, rejeitando ambas hipóteses nulas, permitindo concluir que o tamanho do *pool* atual é fortemente determinado pelo *pool* regional e a riqueza de espécies é determinada largamente pelo *pool* atual.

O tamanho do *pool* regional é determinado por processos evolucionários e históricos e o tamanho do *pool* local depende de migração em escala local que pode ser função de isolamento, estágio sucessional, histórico de perturbação e manejo dentre outros (PÄRTEL *et al.*, 1996).

WESTOBY (1998) cita que os processos que podem causar saturação são as interações entre as populações de espécies. PALMER & van der MAAREL (1995) mencionam que a idéia de que as comunidades têm um número limitado de espécies, saturação de comunidade, é também denominada de saturação de nicho ou limitação de nicho e implica em que o número de nichos em uma comunidade é determinado pelos recursos disponíveis, ou variação em recursos, e uma vez que todos os recursos ou tipos de recurso estão abundantemente explorados, não existirão nichos vazios disponíveis para exploração por espécies colonizadoras em potencial.

WILSON (1995) afirma que uma menor variância no parâmetro riqueza de espécies amostrados para uma área em relação ao valor esperado poderia indicar que existe uma limitação de nicho.

PALMER & van der MAAREL (1995) propõem outros fatores para uma menor variância na riqueza de espécies, tais como limitação do número de indivíduos amostrados e dependência espacial da amostra. O número de indivíduos amostrados é uma dependência física e sítios mais próximos têm, em média, maior similaridade florística que sítios mais distantes, além do que, muitas espécies ocorrem de forma associada.

CALEY & SCHLUTER (1997, 1998) chamam atenção para pseudo-saturação decorrente de amostragem em pequenas áreas, argumentando que como a maioria das espécies são raras, amostragens pequenas tendem a incluir menos espécies raras, e uma vez que coleções mais diversas têm mais espécies raras que coleções menos diversas, essas amostragens tendem a dar uma aparente convergência em diversidade local para regiões nas quais a diversidade total varia significativamente. Os tamanhos mínimos de amostra para evitar pseudo-saturação deverão ser grandes e indicados por condições nas quais todo indivíduo é amostrado independentemente. Assim o uso de grandes localidades diminui o impacto da pseudo-saturação. Eles não encontraram evidência de saturação usando tamanhos de 50 km x 50 km e 500 km x 500 km para diversidade local e regional respectivamente de vários grupos de organismos.

WESTOBY(1998) discordam de CALEY & SCHLUTER (1997) afirmando que as áreas que eles utilizaram para espécies local foram muito grandes e que o tipo de gráfico de riqueza local contra riqueza regional não é apropriado, ou tem muito pouca eficiência para organismos de vida livre como plantas.

Estimativas de riqueza de espécies para qualquer localidade ou região são influenciadas pelo esforço de amostragem (ANGERMEIER & WINSTON, 1998), o que pode causar sub-estimação da riqueza de espécies de uma região ou de um local e conseqüentes más interpretações.

A definição de regiões apropriadas deverá refletir em importantes processos ecológicos e evolutivos como seleção de habitat, perturbação, dispersão e fluxo gênico que podem variar em escala entre *taxa* (ANGERMEIER & WINSTON, 1998). Segundo esses autores muito cuidado deve se ter na definição de regiões e sugerem a análise comparativa de múltiplas escalas para a compreensão dos processos que organizam as comunidades. Estudando comunidades de peixes em córregos para relacionar sua diversidade com influências locais e regionais, encontraram que fatores locais como diversidade de microhabitats e fatores regionais, como a riqueza de espécies, são correlacionados com a diversidade local, e que a diversidade regional é o melhor preditor de diversidade local. Usando a definição de regiões em bacias de drenagem e unidades fisiográficas, encontraram ao plotar diversidade local versus diversidade regional de espécies nativas uma assíntota, que significa uma saturação, somente para regiões de grande tamanho (bacias).

Um dos problemas centrais em ecologia é explicar a diversidade de espécies na comunidade. Uma explicação muito usada é aquela em termos de mecanismos de coexistência, que tenta explicar porquê há muitas espécies coexistindo. Tenta explicar que espécies em condições de coexistir evitam de algum modo efeitos negativos da competição (ERIKSSON, 1993).

HUBBEL & FOSTER (1986b) sugeriram que comunidades arbóreas estão num estado de não equilíbrio, onde novas espécies, imigrantes ou recentemente evoluídas, são capazes de invadir comunidades devido à permanente ocorrência de sítio vazios. Segundo esses autores a floresta tropical acumularia a maioria de espécies que potencialmente viveriam sob as condições definidas para a comunidade, e, se essa acumulação for lenta, a especiação, a extinção e a dispersão a longa distância causariam mudanças no *pool* de espécies e a comunidade estaria num estado de permanente não-equilíbrio.

O risco de exclusão de espécies em comunidades vegetais é pequeno, assim, a diversidade seria determinada por riqueza regional de espécies e taxas de imigração. Consequentemente a variação na diversidade de espécies entre comunidades ou entre guildas dentro da comunidade refletem antes mecanismos determinantes de velocidade do que especiação e extinção. A alta diversidade de espécies é esperada quando as espécies existentes no *pool* é alta e comparativamente baixa quando o *pool* é pequeno (ERIKSSON, 1993).

ERIKSSON (1993) afirma, porém que, se diferentes linhagens filogenéticas não diversificam na mesma taxa média, a idade, ou o tamanho do tipo de habitat pode ser apenas parcialmente relacionado à riqueza de espécies do *pool*.

ZOBEL (1992) salientou a importância dos fatores evolutivos, na diversidade de espécies nas comunidades vegetais. A especiação seria principalmente determinada pela mudança na complexidade da litosfera e a taxa de extinção dependeria da dureza ambiental relacionada à temperatura e umidade.

LATHAM & RICKLEFS (1993) propõem que padrões de diversidade em árvores refletem processos evolutivos e geográficos de longo prazo coincidindo com a maior parte da história evolutiva das angiospermas.

FRANCIS & CURRIE (1998) acreditam que fatores contemporâneos são altamente relacionados com o número de espécies. Eles concordam com a teoria da diversidade de energia, segundo a qual o número de espécies ocorrentes numa área pode ser limitado pelos níveis de energia disponíveis no ambiente. Afirmam que fatores do clima atual como evapotranspiração, temperatura, energia solar e precipitação apresentam forte correlação com padrões continentais de riqueza de espécies.

ERIKSSON (1993) cita a dificuldade de se estimar o tamanho do *pool* de espécies para um grupo de comunidades, pois há a necessidade de se ter uma lista completa de espécies para cada comunidade, bem como um sumário das condições ambientais definindo cada comunidade.

CRESSWELL *et al.* (1995) sugerem um método que remove uma possível influência quando se analisa a relação entre riqueza de espécies local-LSR versus riqueza de espécies regional-RSR. Considerando RSR e LSR como gama e alfa-diversidade respectivamente tem-se:

$$RSR = f[(R \cup L)] = F[R] + f[E]$$

$$LSR = f[L] = f[(R \cap L)] + f[E]$$

Onde L= espécies de uma dada localidade; R = espécies na região em torno da localidade e E = L - (R ∩ L), grupo de espécies endêmicas para a localidade. Como ambas as expressões têm um termo em comum, uma regressão típica de LSRxRSR conteria um elemento de correlação que influenciaria a análise e invalidaria o valor de *p*. Eles propõem uma nova definição de riqueza de espécies regional que elimina a autocorrelação e mantém o significado ecológico: $RSR^* = f[R]$. Examinar a relação entre LSR e RSR^* é examinar a dependência de riqueza de espécies local da fonte de riqueza de espécies que cerca aquela localidade. Assim a inferência de insaturação é corroborada quando o número de espécies endêmicas $f[E]$ declina com o aumento de RSR^* .

De maneira geral, a riqueza de espécies é uma característica que é dependente de fatores ecológicos, históricos e evolutivos, os quais podem interagir em graus de implicação e explicação diferentes da riqueza. A visão de interconexão do estudo desses múltiplos processos parece dar solidez à

compreensão dos padrões de composição florística tanto de uma área pequena até grandes regiões ou biomas do planeta.

2.3-ASPECTOS DA DIVERSIDADE FLORÍSTICA NEOTROPICAL

A medida de diversidade de um sistema biológico, ou diversidade ecológica, tem um papel fundamental na ecologia e na biologia da conservação e pode ser uma das características de interesse sempre que se pretende analisar uma ou mais amostras de espécies de algumas populações (KVÁLSETH, 1991).

DIAMOND (1988) sugere que os determinantes da diversidade podem ser agrupados em quatro fatores: a qualidade e a quantidade de recursos disponíveis no ambiente, as interações e a dinâmica das espécies. Segundo o autor, ainda que esses fatores possam não corresponder a qualquer exemplo na natureza, poderiam servir, eventualmente, para avaliar a diversidade de espécies em processo hierárquico numa dimensão espaço-temporal.

Existem inúmeras medidas de diversidade na literatura, porém a mais simples e unânime, é a riqueza de espécies ou número de espécies (S) presentes em uma comunidade, bastante utilizado na comparação entre localidades e comunidades (PIELOU, 1975; WHITTAKER, 1975; BARROS, 1986; MAGURRAN, 1988; KVÁLSETH, 1991; CARVALHO, 1992; LANDE, 1996). Todavia, essa medida muito comum não é a única para a demonstração da diversidade de espécies para uma comunidade florestal (BARROS, 1986), e ainda, é geralmente um sub-estimador para amostras muito grandes da comunidade (LANDE, 1996).

A maior ou menor graduação de diversidade de espécies em uma comunidade se correlaciona com a abundância das espécies presentes na comunidade (POOLE, 1974; BROWER & ZAR, 1977).

BROWER & ZAR (1977) citam que uma comunidade com um alto grau de diversidade tenderá a ter mais espécies e uma abundância mais constante por espécie do que teria uma comunidade de baixa diversidade.

A constatação de não haver comunidades detentoras de espécies simultaneamente comuns e a observação generalizada de que poucas espécies são abundantes, algumas outras apresentam uma abundância moderada e a maioria é representada por poucos indivíduos, levaram ao desenvolvimento de modelos de abundância de espécies. Como resultado da criação desses modelos, o conceito de diversidade passou a considerar na sua formulação matemática a abundância relativa das espécies, ou equitabilidade, além do parâmetro riqueza, número de espécies (LEPSCH-CUNHA, 1996) com uma característica que estes dois componentes têm que ser independentes: a equitabilidade não é afetada pela riqueza (PIELOU, 1975).

WHITTAKER (1975) salienta que a diversidade florística de determinada comunidade vegetal pode ser conceituada sob dois aspectos: pode representar o número de espécies em comunidades ou amostras de comunidades sendo entendida, portanto, como riqueza de espécies, ou pode caracterizar a síntese entre os termos riqueza e equitabilidade. Esta última é conceituada como a igualdade relativa dos valores de importância de espécies numa amostra ou a similaridade relativa dos valores de importância de espécies adjacentes, numa seqüência da espécie de maior valor para a de menor valor de importância (WHITTAKER, 1975).

A diversidade depende da riqueza de espécies e da natureza da distribuição dos indivíduos entre as espécies, sendo portanto uma propriedade de qualquer comunidade natural (KVÅLSETH, 1991; CARVALHO, 1992). SMITH & WILSON (1996) enfatizam que a equitabilidade é o mais simples aspecto que pode ser mensurado a partir da distribuição de abundância entre as espécies.

BARROS (1996) conceitua a equitabilidade como o padrão em que os indivíduos se distribuem entre as espécies dentro de uma determinada área ou amostra. Uma comunidade onde cada espécie é igualmente abundante tem alta diversidade; uma comunidade onde a abundância das espécies diferem largamente, ou apresenta poucas espécies, tem baixa diversidade (POOLE, 1974; BROWER & ZAR, 1977; SMITH & WILSON, 1996).

Segundo MAGURRAN (1988), a diversidade é geralmente examinada em relação a quatro modelos principais de abundância de espécies, caracterizados a partir da distribuição série geométrica, da série logarítmica, log-normal e do modelo de "broken-stick". Tais distribuições representam uma progressão da relação dominância/raridade, iniciando na da série geométrica, cujas espécies dominantes são poucas e a maioria é comum, passando através da série logarítmica e log-normal, cujas espécies de abundância intermediária são as mais comuns, e por fim o modelo de "broken-stick" cujas espécies são igualmente representadas. As comunidades reais se desviam em alguma extensão desses modelos (MAGURRAN, 1988; LANDE, 1996).

De acordo com PRESTON (1962) que descreveu a distribuição log-normal canônica, poucas espécies apresentam um número consideravelmente alto de indivíduos. MAGURRAN (1988) cita que apesar de existir muitas divergências a respeito dessa distribuição, grande parte das comunidades estudadas mostra um padrão de abundância de espécies seguindo a distribuição log-normal, sendo indicativo de uma comunidade grande, natural, variada e madura. Conclui que é provável que a distribuição log-normal se constitua uma ferramenta importante nos estudos de diversidade e sua constância ou desvios podem predizer aspectos sobre comportamento das comunidades.

Considerando, portanto, que a maioria das comunidades naturais segue uma distribuição log-normal implica em afirmar que essas apresentam espécies raras constantemente, além das espécies intermediárias e comuns (LEPSCH-CUNHA, 1996).

2.3.1- Considerações sobre a manutenção da diversidade nas florestas neotropicais

WHITTAKER (1975) sugeriu que três medidas no mínimo são necessárias para determinar a diversidade: alfa-diversidade que é a riqueza de espécies em sítios amostrais; beta-diversidade que se refere às diferenças na composição da riqueza de espécies entre áreas amostrais, comunidades ou ao longo de um gradiente de habitats, e gama-diversidade para diferenciar a riqueza entre áreas em grandes escalas, ou regiões. HUMPHRIES *et al.* (1995) salienta que várias modificações desses conceitos têm resultado em variações na definição precisa de alfa e beta-diversidade. Sinteticamente pode-se mencionar que α -diversidade é uma medida para a comunidade, β -diversidade entre comunidades, e γ -diversidade uma medida para a diversidade total em um grupo de comunidades (LANDE, 1996).

O padrão de mosaico de substratos florestais é apresentado como a explicação para a β -diversidade de florestas tropicais, e que a explicação para a α -diversidade é mais complexa (PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN, 1995). As teorias, hipóteses e modelos que buscam essa explicação necessitam ser estruturados sob a ação de quais processos que permitem a coexistência de espécies evitando a exclusão competitiva.

A floresta tropical úmida apresenta como uma das suas características mais marcantes o elevado número de espécies arbóreas, com a maioria dessas espécies, entre 40 e 50%, ocorrendo em baixíssimas densidades geralmente com menos de um indivíduo por hectare (PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN, 1995). Existem muitas teorias, hipóteses e modelos elaborados com o objetivo de propor explicações à diversidade. Algumas enfatizam ou dão prioridades a efeitos de fatores ambientais, outras de fatores relacionados a características bióticas das populações de espécies. De maneira geral tentam explicar porque as espécies coexistem, ou quais mecanismos indutores ou repressores da coexistência entre espécies.

PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN (1995) afirmam que as diferentes teorias acerca dos padrões de diversidade são na maioria baseadas na premissa de a comunidade estar ou não em equilíbrio, definindo duas escolas antagônicas: a estocástica que defende o estado de não-equilíbrio da maioria das comunidades na qual a redução periódica das populações e flutuações ambientais evitariam a exclusão competitiva, e a escola do equilíbrio que afirma ser possível a coexistência de espécies mesmo em ambientes uniformes.

As regiões tropicais do planeta são conhecidas pela sua elevada diversidade de espécies quando comparadas com aquelas das regiões temperadas.

Um dos axiomas em ecologia refere-se a ocorrência de espécies ao longo do gradiente latitudinal. STEVENS (1989) denominou de regra de Rapoport¹ ao fenômeno de que espécies de alta latitude apresentam maior gradiente latitudinal de dispersão que espécies de baixa latitude. Assim, organismos tropicais teriam uma tolerância ambiental mais estreita que organismos de regiões temperadas/polares, e

supondo equivalentes habilidades de dispersão dos dois grupos, o número de espécies tropicais ocupando habitats além da sua área de tolerância seria comparavelmente maior e, portanto, a constante entrada de espécies de habitats adjacentes nos trópicos aumentaria o número de espécies raras e inibiria a exclusão competitiva (STEVENS, 1989).

Trabalhando em comunidades vegetais, SHIMIDA & WILSON (1985) encontraram aquele fenômeno e denominaram-no de "efeito de massa", isto é, o estabelecimento ou entrada constante de espécies em sítios onde elas não poderiam manter suas populações, conduzindo então à elevada diversidade nos trópicos. Essas espécies seriam tipicamente espécies raras. RHODE (1998) faz objeções à generalização da regra de Rapoport¹, salientando que ela pode ser um artefato no máximo para alguns *taxa*, pois ainda que a entrada accidental de espécies de habitats adjacentes conduza a um incremento de diversidade local ela não aumentaria a diversidade total nos trópicos, e as espécies tropicais provavelmente têm maiores habilidades de dispersão de que espécies de regiões temperadas.

Para RHODE (1992), embora muitos fatores sejam provavelmente responsáveis pelas diferenças na diversidade local e pelos efeitos secundários dos gradientes latitudinais, a diversidade alta nos trópicos seria mantida pela causa primária da radiação solar (temperatura) e velocidade evolutiva (menores de tempo de geração, maiores taxas de mutação e aceleração de seleção), que estariam propiciando a existência contínua de nichos vagos, sobretudo para as espécies dependentes de outras, como epífitas e lianas escandentes.

JANZEN (1970) e CONNELL (1971) propuseram hipóteses densidade-dependentes similares a fim de explicar a baixa densidade populacional e elevada diversidade de espécies arbóreas nas florestas tropicais postulando a existência de forças de equilíbrio que mantêm uma mistura particular de espécies (modelo Janzen-Connell). Ao observarem que o estabelecimento de uma nova árvore próxima a uma adulta da mesma espécie ocorre em frequências muito baixas, sugerem que existiria uma grande densidade de plântulas junto à planta matriz que seria reduzida em proporção direta da distância por herbivoria e agentes patogênicos, o que permitiria a entrada e estabelecimento de árvores de outras espécies próximas àquela matriz. A sobrevivência e estabelecimento de indivíduos daquela espécie (da planta matriz) se daria em razão direta da distância entre eles e a planta matriz. Portanto a cada espécie estabelecida aumentaria a probabilidade de estabelecimento de uma nova espécie próxima a ela.

CLARK & CLARK (1984) comprovaram essa hipótese, porém observaram que aqueles processos não levavam a um padrão uniforme de distribuição, salientando a necessidade de estudos sobre a dinâmica de populações para um mais acurado conhecimento das florestas tropicais.

RAPOPORT, E. H. *Aerography, Geographical strategies of species*. Pergamon Press. New York. 1989.

BAZZAR (1975), estudando campos abandonados em processo sucessional em florestas decíduas, concluiu que a diversidade geralmente aumenta com a sucessão e alcança um estágio de sucessão máxima quando a diversidade estrutural é muito alta.

CONNEL (1978) sugeriu que a alta alfa-diversidade nas florestas tropicais poderia ser mantida por distúrbios de frequência intermediária. Segundo essa hipótese, denominada de hipótese dos distúrbios intermediários, níveis intermediários de distúrbios maximizariam a diversidade de espécies, pois em distúrbios de baixa frequência as espécies dominantes excluiriam as espécies subordinadas e grandes distúrbios conduziriam a extinções locais propiciando a dominância daquelas espécies adaptadas aos estágios iniciais da sucessão. A hipótese parte da premissa que uma espécie adaptada não se tornaria dominante devido a distúrbios que modificariam as condições ambientais de sua adaptabilidade. Tais distúrbios de magnitude e frequência intermediárias produziram, então, comunidades que seriam mosaicos de pequenas áreas em diferentes seres ecológicas, sendo nos estágios intermediários da sucessão a ocorrência de maior diversidade.

DENSLOW (1980) salienta que a coexistência de muitas espécies arbóreas em florestas tropicais é no mínimo parcialmente devida à divisão do espaço aberto pelas clareiras. Propõe a hipótese da interação competitiva pela qual os mecanismos de partição de recursos entre árvores tropicais criaria estratégias de regeneração diferencial em clareiras de diferentes tamanhos e distribuição espacial. Assim os tipos e diversidade de espécies presentes em uma floresta tropical seriam influenciados pela distribuição de frequência de classes de tamanho de clareiras peculiares para aquela floresta, que é correlato ao modelo de Janzen-Connell e à hipótese dos distúrbios intermediários (JANZEN, 1970; CONNELL, 1971; CONNELL, 1978).

CARVALHO (1992) estudando sítios submetidos a tratamentos silviculturais, observados num período de 7 anos, observou um incremento no índice de diversidade de Shannon quando comparados com área de floresta não explorada. O autor constatou ainda que as espécies pioneiras foram as principais responsáveis pelo aumento do número de espécies.

DIAL & ROUGHGARDEN (1998) enfatizam que apesar da hipótese de distúrbios intermediários gozar de ampla aplicação para explicar modelos de biodiversidade local e regional, o recrutamento é frequentemente sensível ao efeito do distúrbio. Fixado um nível de distúrbio, em uma pequena colonização somente as espécies subordinadas existem, em colonização intermediária há a coexistência, e em alta colonização as espécies dominantes excluem as subordinadas (DIAL & ROUGHGARDEN, 1998).

HUBBEL & FOSTER (1986a) propuseram a teoria do não-equilíbrio ou hipótese da deriva da comunidade para explicar a diversidade de comunidades arbóreas de florestas tropicais. A maioria das comunidades ocorrem num estado de não-equilíbrio, em que a exclusão competitiva seria evitada pela

redução sazonal das populações e pela flutuações ambientais, ou seja., as mudanças na composição de espécies seriam resultantes de eventos biogeográficos e históricos peculiares.

A premissa da teoria pode ser descrita a partir da suposição de que as espécies apresentam probabilidades de morte e nascimento equivalentes, sendo portanto devido a eventos casuais as flutuações na abundância das populações. (HUBBEL, 1979). A coexistência surge quando cada espécie tem um período no qual seu sucesso de recrutamento per capita excede o sucesso médio de recrutamento per capita de todas as outras espécies na comunidade (HUBBEL & FOSTER, 1990). Assim, não existem forças de equilíbrio ou elas são fracas e os efeitos decorrentes da extinção local baixa seriam compensados pela imigração, colonização e especiação, os principais fatores na manutenção da alta diversidade (HUBBEL, 1979; HUBBEL & FOSTER, 1986a).

Em uma comunidade em não-equilíbrio, após um distúrbio não será esperado o retorno à sua composição florística anterior. A interação entre extinção, imigração e especiação garantiria a manutenção da diversidade, e uma comunidade nunca alcançaria um equilíbrio na sua composição (HUBBEL & FOSTER, 1986a).

Uma comunidade em equilíbrio apresentaria um agrupamento particular de espécies arbóreas com estabilidade coletiva, de forma que a mistura de espécies tende a retornar à sua composição florística original se perturbada. Isto implica em que o crescimento populacional de cada espécie é limitado por fatores dependentes da frequência e densidade que as previnem de dominarem a comunidade completamente (HUBBEL & FOSTER, 1986a).

Realizando estudos demográficos por um longo período em 50 ha de floresta úmida na Costa Rica, HUBBEL & FOSTER (1990) encontraram evidências tanto para forças equilibradoras e não equilibradoras na dinâmica da comunidade.

TERBORGH *et al.* (1996) afirmam que, ainda que o modelo de não-equilíbrio seja proveitoso como uma hipótese nula, ele é destituído de significado biológico. Encontraram no Peru um retorno significativo da composição florística de uma comunidade arbórea altamente diversa à composição anterior a um distúrbio, e que as diferenças composicionais entre as fases maduras da floresta pareciam não estar associadas com mudanças sucessionais.

HUSTON (1979; 1994) formulou o modelo de equilíbrio dinâmico que prevê padrões de diversidade baseados em produtividade e distúrbio. O modelo prevê ainda que assincronia temporal de distúrbios em uma paisagem homogênea cria por outro lado heterogeneidade espacial. A heterogeneidade espacial aumentaria a diversidade pela criação de retalhos no ecossistema de diferentes estágios serais contendo diferentes séries de espécies.

O modelo de equilíbrio dinâmico prevê que quando forças opostas de distúrbio e produtividade estão em equilíbrio dinâmico a diversidade deverá ser alta (HUSTON, 1979; 1994). A diversidade

máxima será esperada em frequências relativamente baixas, mas não extremamente baixas.

Com relação à estabilidade, HUSTON (1979) considerou que o conceito de diversidade não se aplica a comunidades naturais, porque o equilíbrio competitivo requer que as taxas de mudanças, de todos os competidores, sejam iguais a zero e as flutuações no ambiente, predação e outros fatores mudem constantemente o tamanho das populações e a natureza das interações. As comunidades naturais não são estáveis e a diversidade poderia ser mantida pela redução periódica das populações, ou através de baixas taxas de modificações, causadas pela competição, as quais, interagindo, podem levar a um equilíbrio dinâmico, em que a diversidade da comunidade permanece relativamente constante no tempo.

POLLOCK *et al.* (1998) mencionam que a heterogeneidade da paisagem pode resultar em variação espacial das frequências de distúrbios. Se essas variam no espaço, a paisagem também poderia conter retalhos de diferentes estágios serais.

Alguns outros modelos foram propostos. Muitos não são mutuamente exclusivos. De uma forma geral, todos têm seus méritos e parece ser coerente que distúrbios, heterogeneidade física, produtividade, heterogeneidade espacial, predação, competição, crescimento, sazonalidade, são causas e ou efeitos de diversidade. A dificuldade pode estar na determinação de quais são importantes em qualquer floresta particular.

Para HUBBEL & FOSTER (1990), o status de equilíbrio ou não-equilíbrio das florestas tropicais se reveste de interesse prático para conservacionistas e manejadores da floresta. Se estandes locais de florestas representam comunidades estabilizadas bioticamente ou próximas ao equilíbrio, então a conservação e o manejo dessas florestas será uma tarefa diferente e muito mais fácil do que se elas estiverem em agrupamentos de espécies em não-equilíbrio, derivando continuamente sua composição florística no espaço e no tempo.

2.3.2- Índices de diversidade

Existem inúmeros índices de diversidade na literatura (BARROS, 1986; MAGURRAN, 1988; CARVALHO, 1992). Um ponto em comum entre eles, pelo menos na maioria, é a presença na sua formulação matemática dos parâmetros riqueza de espécies e equitabilidade (MAGURRAN, 1988; CARVALHO, 1992; CAMARGO, 1995; SMITH & WILSON, 1996). Uma outra característica que torna um índice de diversidade com boa performance é a de que ele deve ser não paramétrico e estatisticamente acurado, o que significa que deverá ser aplicável para qualquer comunidade independente da distribuição das espécies e deverá ter pequena influência e variância amostral em amostras de tamanho moderado (LANDE, 1996).

KVALSETH (1991) menciona pelo menos cinco características que um índice de diversidade aceitável deverá possuir: ser razoavelmente simples de calcular e compreender; ter algum fundamento

apropriado em termos de teoria biológica, estatística ou matemática; ser influenciado tanto pelo número de espécies como pelo grau de uniformidade ou equitabilidade das suas distribuições de frequência; ter uma interpretação intuitivamente razoável e, possuir propriedades desejáveis.

Os ecologistas estão acostumados com a variabilidade de comunidades naturais. PIELOU (1975) menciona que a diversidade oferece um suporte que variações em observações qualitativas conduzem a medições quantitativas e que do mesmo modo que a variância estatística fornece a variabilidade na variável preditora, o índice de variância mede a variabilidade da identidade de espécies arbóreas.

LANDE (1996) cita uma propriedade importante para os índices de diversidade que é a concavidade estrita: a diversidade total de um grupo de comunidades deverá ser maior que, ou igual, a diversidade média dentro das comunidades. Para o autor o índice de Shannon-Wiener H' , é estritamente côncavo, a concentração de Simpson é estritamente convexa e a diversidade de Simpson é estritamente côncava.

Os índices mais largamente usados para quantificar a diversidade são o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), e o índice de diversidade de Simpson (D), que é uma função decrescente da Concentração de Simpson (λ) (PIELOU, 1975, 1980; BROWER & ZAR, 1977; MARGALEF, 1980; MAGURRAN, 1988; KVALSETH, 1991; LANDE, 1996).

2.4- APLICAÇÃO DE ANÁLISE MULTIVARIADA EM ESTUDOS DE COMUNIDADES VEGETAIS

A ecologia de comunidades tem como um de seus objetivos entender o conjunto de espécies que vivem em um determinado habitat e os fatores ambientais e históricos relacionados a esta composição. Os dados inerentes à comunidades relacionam-se com amostras descritas pela assembléia de espécies e com as respectivas abundâncias das populações. Tal estrutura de dados envolve um grande número de variáveis, o que dificulta a sua visualização e tendências na comunidade (PIELOU, 1984).

GAUCH (1982) salienta que, na comparação entre várias amostras distintas, a estatística usual não permite o tratamento das variáveis simultaneamente na mesma análise, levando ao estabelecimento de descritores sintéticos como os índices de diversidade, ou ao estudo das distribuições de abundância. Obviamente tais índices e distribuições podem designar com mesma forma comunidades com composições florísticas diversas, ficando a comparação limitada a alguns parâmetros dessas comunidades.

Um método de abordagem importante no estudo de ecologia de comunidades é a análise estatística multivariada, que trata todas as variáveis simultaneamente, sumarizando os dados e revelando sua estrutura com a menor perda de informações possível (SNEATH & SOKAL, 1973; GAUCH, 1982; QUEIROZ, 1984a; MANLY, 1986; JAMES & McCULLOCH, 1990; JOHNSON & WICHERN, 1992; JONGMAN *et al.*, 1995). Uma distinção importante em relação à estatística clássica, que permite o teste

de hipóteses, é que a análise multivariada se presta mais a investigar os dados e gerar hipóteses, por meio da análise causal (GAUCH, 1982, JAMES & McCULLOCH, 1990).

No estudo de comunidades vegetais, primeira área da ecologia a ser aplicada a análise multivariada e uma das mais prolíficas (JAMES & McCULLOCH, 1990), por meio de uma série de técnicas de descrição, predição, inferência, alocação, classificação e/ou ordenação pode-se agrupar amostras ou variáveis, classificar tipos de formações, relacionar variáveis ambientais a padrões na comunidade, avaliar estágios sucessionais, quantificar a estrutura vertical da vegetação e mesmo na definição de estratégias de conservação (RISSER & RICE, 1971; BOCKOR, 1978; HALL & OKALI, 1979; NICHOLSON *et al.*, 1979; LAVEN, 1982; MEENTS *et al.*, 1983; QUEIROZ, 1984b; BARROS, 1986; SILVA & SHEPHERD, 1986; SOUZA, 1989; GOMES, 1992; ROSS *et al.*, 1992; VIEIRA, 1996; DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997; ELLIOT *et al.*, 1997; HOAGLAND & COLLINS, 1997; SAGERS & LYON, 1997; RETTIE *et al.*, 1997; LATHAM *et al.*, 1998; NEAVE & NORTON, 1998).

Dentre as muitas aplicações da análise multivariada duas se constituem de fundamental importância na ecologia florestal com o objetivo de estruturar a matriz de dados e reduzir a sua dimensão: a classificação e a ordenação.

2.4.1- Classificação

A classificação consiste em dividir o sistema multidimensional, em grupos, em cada qual se colocam os objetos (OTU's – *operational taxonomic unities*) que apresentam maior similaridade entre si, do mesmo modo que o grau de similaridade entre os membros de diferentes grupos seja baixo (SNEATH & SOKAL, 1973; MATTEUCI & COLMA, 1982; JAMES & McCULLOCH, 1990). Assim se agrupam espécies ou parcelas de acordo com suas propriedades nos atributos considerados. A técnica de classificação mais utilizada em ecologia vegetal é a Análise de Agrupamento por permitir inúmeras inferências sobre as comunidades, as características ambientais e as espécies características dessas formações.

van TONGEREN (1995) salienta que a análise de agrupamento é um modo preciso de identificação de grupos, ressaltando que se existe uma estrutura nitidamente contínua nos dados, a análise de agrupamento pode impor uma estrutura de grupo, com um contínuo sendo dividido em classes descontínuas. Dessa forma, a análise de agrupamento produz grupos se agrupamentos naturais existem ou não (JAMES & McCULLOCH, 1990).

ORLÓCI (1978) menciona que ao se conceber uma vegetação como uma população multiespecífica torna-se implícita a noção da mesma como um agregado de unidades naturais na vegetação, e, se isso ocorre, há a necessidade de uma forte base natural para sua identificação, dada a complexidade de sua composição e a dificuldade de estabelecer seus limites. Com a análise de

agrupamento pode então serem reconhecidas essas unidades naturais na vegetação, hipótese que é defendida por muitos pesquisadores (BARROS; 1986).

Para GAUCH (1982) o sistema multidimensional é matriz primária de dados espécies-parcelas, que representa o espaço-espécie, no qual as espécies constituem os eixos do espaço multidimensional e as parcelas são os pontos alocados por seus escores para cada atributo das espécies.

A partir da matriz primária se obtém uma matriz secundária de distâncias ou similaridade, que pode ser computada para todos os possíveis pares de parcelas (ORLOCI; 1978; GAUCH, 1982; MATTEUCCI & COLMA, 1982). Esta matriz pode ser imaginada como um espaço multidimensional de distâncias ou similaridades, onde as parcelas constituem os pontos e as distâncias ou similaridades, são os eixos. Dado que as parcelas com composição botânica semelhante ocupam posições próximas no espaço-espécie, a aplicação adequada da análise de agrupamento classificará no mesmo grupo parcelas que reünam propriedades em comum (ORLOCI; 1978; GAUCH, 1982; MATTEUCCI & COLMA, 1982).

Essas distâncias ou similaridades são comumente chamadas de coeficientes de parença, e fornecem os valores com os quais os algoritmos serão processados (BASSAB *et al.*, 1990).

A literatura referente às técnicas de classificação, tradicionalmente, divide os métodos de agrupamento em dois grandes grupos: os métodos hierárquicos e os não hierárquicos. Nos métodos hierárquicos os objetos são classificados em grupos em diferentes etapas, de modo hierárquico, produzindo um dendrograma de classificação. São usados tanto para agrupar as unidades de amostra como as variáveis e espécies, com o seu uso bastante difundido na análise de vegetação (SNEATH & SOKAL, 1973; MATTEUCI & COLMA; 1982; BASSAB *et al.*, 1990). Os métodos não-hierárquicos apresentam os agrupamentos gerados como produto de uma partição do conjunto de objetos sem que haja um *rank* na fusão dos mesmos. Geralmente são usados para agrupar unidades de amostra numa única classificação de K-grupos definidos *a priori*, e são de uso restrito (BASSAB *et al.*, 1990).

BASSAB *et al* (1990) definem os métodos sem superposição como aqueles em os grupos formados num determinado nível são mutuamente exclusivos, isto é, os objetos contidos dentro de um grupo não podem ser também membros de um segundo grupo no mesmo *rank*. Nos métodos com superposição admite-se a relação mútua de pertinência de objetos em 2 ou mais grupos.

De acordo com o procedimento adotado na formação dos agrupamentos, as técnicas são aglomerativas ou divisivas. As técnicas aglomerativas se iniciam pela fusão sucessiva dos indivíduos que se combinam por suas semelhanças até que todos o "n" indivíduos sejam reunidos num único agrupamento (ORLOCI; 1978; GAUCH, 1982; MATTEUCCI & COLMA, MANLY, 1986; 1982, JOHNSON & WICHERN, 1992). As técnicas divisivas são feitas logicamente de forma inversa. BARROS (1986) apresenta revisão acerca de aspectos positivos e negativos dos dois métodos.

SOUZA (1989) menciona que os agrupamentos aglomerativos são formados por fusão, e os divisivos por subdivisão, sendo evidente que os aglomerativos buscam a similaridade entre indivíduos e os divisivos buscam a dissimilaridade entre os mesmos.

SNEATH & SOKAL (1973), MATTEUCCI & COLMA (1982) mencionam classificação politética e monotética, ao considerar-se as características dos indivíduos para a formação dos agrupamentos.

As classificações monotéticas empregam uma só característica em cada fusão ou subdivisão, e tipicamente a presença ou ausência de uma determinada espécie: o grupo de unidades de amostra, por exemplo, é dividido em dois grupos de forma que um contenha uma espécie particular e o outro não (SOUZA, 1989). Por outro lado as técnicas politéticas empregam uma função de semelhança, a matriz de distâncias ou de similaridades, e parecem produzir classificações mais estáveis e mais informativas.

A quantidade de métodos de agrupamento existentes na literatura é enorme, e os resultados obtidos quando a matriz de dados é grande, sempre são diferentes. Essa diferença também se dá em função da escolha do coeficiente de parecença utilizado.

Os métodos ou algoritmos de agrupamento do tipo SAHN - Sequenciais, Aglomerativos, Hierárquicos e Sem superposição -, são os de uso mais comum nas ciências Biológicas. Os principais são: Método das Ligações Simples (SLM), Método das Ligações Completas (CLM), Método das Ligações Médias não ponderadas ou simplesmente Método das ligações médias (UPGMA) e Método das Ligações Médias ponderadas (WPGMA). Revisões sobre esses métodos podem ser encontradas em ANDENBERG (1973), SNEATH & SOKAL (1973), BASSAB *et al.* (1990), JOHNSON & WICHERN (1992) e van TONGEREN (1995).

Por uma característica matemática, o Método das Ligações Médias é um dos mais usados, e é um dos algoritmos mais eficientes (SNEATH & SOKAL, 1973).

Ainda nessa classe de métodos, o Método da Variância Mínima ou Soma dos Quadrados proposto por ORLOCI (1978), é bastante utilizado em estudos fitossociológicos (MATTEUCCI & COLMA, 1982, SOUZA, 1989; van TONGEREN, 1995). Ele opera exclusivamente com uma função de distância euclidiana ou a distância euclidiana corrigida, calculada a partir da matriz primária e usa a soma dos quadrados dentro dos agrupamentos como um critério SAHN e politético (ORLOCI, 1978; MATTEUCCI & COLMA, 1982).

O Método da Variância Mínima possui alguma semelhança com o método das ligações médias (van TONGEREN, 1995). O algoritmo é processado da seguinte maneira: os objetos vão sendo fundidos de maneira sucessiva de forma que a soma dos quadrados dentro dos agrupamentos é minimizada e, por conseguinte, as diferenças entre os agrupamentos são maximizadas nas fusões sucessivas (ORLOCI, 1978).

ORLOCI (1978) apresenta um exemplo de aplicação do método em estudos de vegetação com o emprego da distância Cord como critério de agrupamento das parcelas. Essa distância é usada por ser mais sensível aos aspectos qualitativos do que a distância euclidiana, bem como à riqueza de espécies e às espécies dominantes (van TONGEREN, 1995).

De maneira geral, a Análise de Agrupamento possui duas limitações que são a dependência dos resultados em função do coeficiente de parecença escolhido e também do algoritmo escolhido para a formação dos agrupamentos (JAMES & McCULLOCH, 1990). Isso implica que não existe o "melhor" método, sendo presente um componente de subjetividade na avaliação do número de grupos (MANLY, 1986). A estrutura primária dos dados e os objetivos da pesquisa são importantes na escolha de qualquer método em particular (BARROS, 1986; MANLY, 1986; SOUZA, 1989). Todavia, BARROS (1986) e vários autores concordam que as técnicas de classificação numérica têm revitalizado o estudo de comunidades de plantas.

2.4.2- Ordenação

Diferente da classificação que estabelece classes discretas, a ordenação permite a obtenção de sequências ou gradientes ao se dispor os indivíduos em eixos de variação contínua (ORLOCI, 1978; MATTEUCCI & COLMA, 1982).

A literatura cita uma série de técnicas de ordenação enfatizando sua importância ao reduzir a dimensão dos dados de variáveis originais para funções lineares dessas variáveis que expliquem o máximo da variabilidade com a mínima perda de informação (POOLE, 1974; MATTEUCCI & COLMA, 1982; JAMES & McCULLOCH, 1990; JOHNSON & WICHERN, 1992; ter BRAAK, 1995).

BARROS (1986) menciona que para a escolha de uma técnica adequada de ordenação necessita-se inferir sobre a estrutura dos dados, enquanto que muitas dessas técnicas requerem a determinação dos autovalores das matrizes de similaridade com seus correspondentes autovetores, o que irá possibilitar a determinação das coordenadas da ordenação após a transformação dos dados por uma matriz de semelhança. Quase sempre os cálculos são bastante complexos, porém vêm se tornando rotineiros com o desenvolvimento de potentes softwares.

Uma das técnicas que se tem usado com boa eficácia juntamente com classificação é a Análise da Função Linear Discriminante, também denominada de Análise Variada Canônica, que pode ser relacionada como uma versão descritiva da Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para dois ou mais grupos (JAMES & McCULLOCH, 1990; JOHNSON & WICHERN, 1992; ter BRAAK, 1995).

Os objetivos básicos da análise discriminante são : descrever algebricamente e ou graficamente, em um espaço reduzido, as características diferenciais dos objetos em vários agrupamentos; ordenar os objetos dentro de classes predefinidas; encontrar funções lineares que separam os grupos definidos *u*

priori; reduzir os dados dos multigrupos para dimensões menores com base no conjunto dos atributos de modo que se obtenha a mínima perda de informações; estimar a probabilidade de classificações corretas dos objetos nos grupos predefinidos e alocar novas observações nos referidos grupos (SOUZA, 1989; JAMES & McCULLOCH, 1990; JOHNSON & WICHERN, 1992; ter BRAAK, 1995).

MANLY (1986) ressalta uma importante propriedade da análise discriminante que é a não necessidade da estandardização dos dados para média zero e variância um, como é usual com outras técnicas inclusive análise de agrupamento onde essa é uma das transformações alternativas dos dados (BASSAB *et al.*, 1990). Isso deve-se ao fato de que os resultados da análise discriminante não são afetados de modo significativo por qualquer escalonamento das variáveis individuais (MANLY, 1986).

WILLIAMS (1983) e JAMES & McCULLOCH (1990) enfatizam que a análise discriminante não requer formalmente nenhuma suposição para ser efetuada, sendo mesmo a melhor técnica para dados multinormais quando as variâncias e covariâncias são significativamente as mesmas em cada grupo, pois neste caso a combinação ótima é a linear.

SOUZA (1989) cita que a análise discriminante pode ser usada para testar a integridade da análise de agrupamentos: os grupos formados pela análise de agrupamento seriam avaliados pela análise discriminante utilizando a mesma matriz de dados originais.

Vários testes de significância, as estatísticas multivariadas, são proveitosos quando usados em conjunto com a análise discriminante (MANLY, 1986). O objetivo de tais testes é avaliar a um dado nível de significância se as funções lineares geradas têm poder discriminante e se os grupos estabelecidos apresentam seus centróides, vetores de médias, significativamente distintos (MANLY, 1986; SOUZA, 1989).

JOHNSON & WICHERN (1992) chamam a atenção para o fato de que os testes de significância estatística aplicados na análise discriminante não avaliam se os grupos estabelecidos com os objetos são os melhores ou até mesmo se refletem padrões reais. Apenas indicam a validade estatística ou não dos grupos gerados. Entretanto, ao se gerar grupos com variáveis com poder real de discriminação e que atendam aos objetivos da pesquisa, a análise discriminante permite uma interpretação ecológica mais coerente.

3- MATERIAL E MÉTODOS

3.1- ÁREA DE ESTUDO

A área localiza-se na Floresta Nacional do Tapajós (2°40' - 4°10' S; 54°45' - 55°00' W), município de Santarém, Estado do Pará, criada legalmente pelo Decreto nº 73.684 de 19/02/1974, com objetivos científicos, sociais e econômicos (QUEIROZ, 1977; SILVA, 1980; CARVALHO, 1982, 1992) (FIGURA 2).

Administrada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a FLONA do Tapajós limita-se ao Norte, com a linha que liga o km 50 da rodovia Santarém-Cuiabá, BR 163, e ponto de latitude 20°45'S no Rio Tapajós; a Leste com a mesma rodovia até o km 205, próximo do município de Ruopólis; ao Sul com os rios Cuparatinga e Cupari; e a Oeste, com o Rio Tapajós. (QUEIROZ, 1977; CARVALHO, 1992; HERNANDEZ-FILHO *et al.*, 1993).

A FLONA do Tapajós com área aproximada de 600.000ha (13-60 km de largura e 150 km de comprimento) é caracterizada geologicamente pela predominância da unidade estratigráfica Formação Barreiras constituída por sedimentos continentais vermelhos formados por intercalações de arenitos e argilitos com conglomerados subordinados. O tipo de solo presente é o Latossolo Amarelo Distrófico, caracterizado por diferentes texturas, geralmente profundos, ácidos, friáveis e revestidos por floresta densa. Essa unidade compreende solos minerais com horizonte B latossólico, geralmente ácidos e muito profundos (RADAMBRASIL, 1976; HERNANDEZ-FILHO *et al.*, 1993).

A geomorfologia é caracterizada por apresentar duas unidades morfoestruturais, denominadas Planalto Rebaixado da Amazônia (Médio Amazonas) e Planalto Tapajós/Xingu. O Planalto Rebaixado da Amazônia apresenta cotas altimétricas de aproximadamente 100m. Os relevos são dissecados, com forma tabular, com incipiência no aprofundamento dos talwegues e densamente drenados, possuem colinas com ravinas e vales encaixados e também superfícies de aplainamento conservadas, inundadas periodicamente pela água da chuva (HERNANDEZ-FILHO *et al.*, 1993).

O Planalto Tapajós/Xingu apresenta cotas altimétricas na parte oriental que varia de 120 a 170m. Essa unidade de relevo apresenta extensas superfícies de forma não tabular com rebordas erosivas, com alguns trechos que apresentam forte ou fraca declividade (HERNANDEZ-FILHO *et al.*, 1993).

O clima da região insere-se no grupo A de Köppen, englobando os tipos climáticos *Afi*, *Ami* e *Aw*. Esse grupo é caracterizado por climas tropicais úmidos, sem estação fria e com temperatura quente de baixa amplitude anual, onde a mínima média mensal anual é de 16° C e a máxima média mensal anual é de 34° C (LIMA & SANTOS, 1976). A umidade atmosférica relativa é sempre acima de 75%, média anual 86%. O período chuvoso é concentrado de fevereiro a maio, principalmente março e abril quando

chove 34,5% dos mais de 2.000mm anuais, agosto a novembro são os meses de menor precipitação, e a insolação média anual é de 2.150h (CARVALHO, 1992; HERNANDEZ-FILHO *et al.*, 1993).

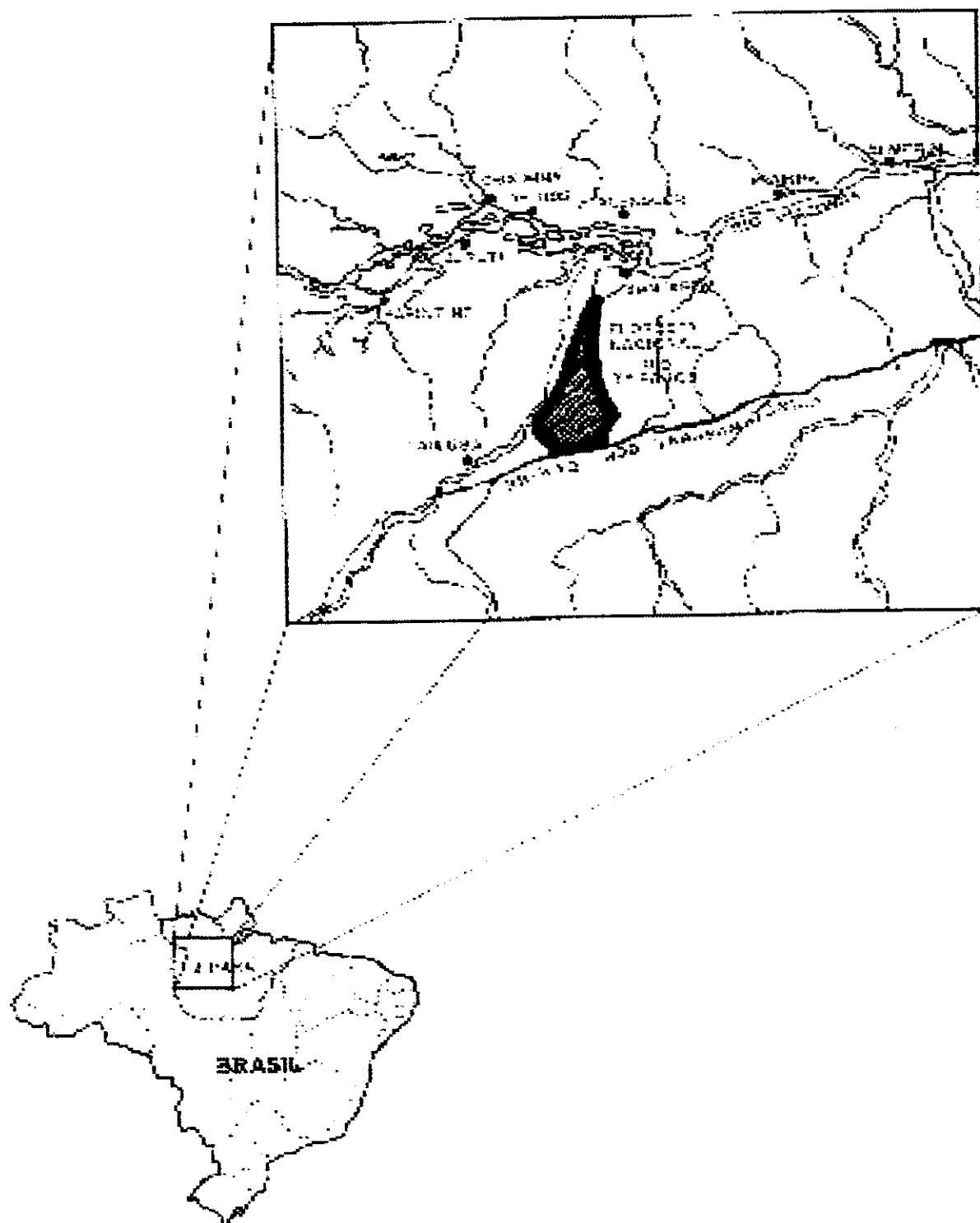


FIGURA 2- Mapa de Localização da Floresta Nacional do Tapajós (FLONA do Tapajós). Extraído de: HERNANDEZ-FILHO *et al.* (1993).

A vegetação da FLONA do Tapajós foi tipificada de forma detalhada por Jean Dubois em 1976, sendo a base de classificação de muitos estudos sobre ecologia florestal realizados naquela região (QUEIROZ, 1977, 1984; BARROS, 1980; SILVA, 1980, 1989; CARVALHO, 1982, 1992). Os seguintes tipos foram reconhecidos por aquele pesquisador: mata zonal clímax alta com babaçu (*Orbygnia phalerata* B. Rodr.), mata zonal clímax alta sem babaçu, complexo de matas baixas, complexo de florestas cipoáticas e cipoal, florestas inundadas e capoeira.

Os tipos de mata alta ocorrem nas regiões planas e cobrem um terço da FLONA do Tapajós. Os complexos de florestas baixas e cipoáticas estão presentes na porção sul da região, em um terreno mais dissecado. Florestas inundadas e capoeiras são encontradas tanto nas florestas de superfícies planas como nos flancos orientais da FLONA em terrenos inclinados e arenosos ao longo do Rio Tapajós (CARVALHO; 1992).

De forma geral, trata-se de uma floresta alta com relativo grau de abertura, com poucas árvores de grandes diâmetros distribuídas aleatoriamente. Encontra-se manchas de vegetação com estrutura mais fechada com maior adensamento de árvores pertencentes às classes superiores de diâmetro.

HERNANDEZ-FILHO *et al.* (1993) utilizando imagens de satélite propõem seis classes de vegetação com base na terminologia de classificação da vegetação e relevo de RADAMBRASIL (1976):

Classe 1: Floresta Tropical Densa de baixo platô com árvores emergentes, platô dissecado com cobertura arbórea uniforme; Floresta Tropical Densa de áreas sedimentares e alto platô com árvores emergentes e Floresta Tropical Aberta sem palmeiras e relevo dissecado. Presente na porção leste da FLONA.

Classe 2: Floresta Tropical Densa de relevo ondulado com árvores emergentes e platô dissecado com cobertura arbórea uniforme; de relevo ondulado e baixo platô com árvores emergentes; de platô dissecado e baixo platô com árvores emergentes; e de platô dissecado com árvores emergentes. Ocorre na região noroeste interior da FLONA.

Classe 3: Floresta Tropical Densa de platô dissecado com árvores emergentes e cobertura arbórea uniforme. Essa classe cobre a região sudoeste para centro-sul ;

Classe 4: Floresta Tropical Densa de áreas submontanas e relevo dissecado com árvores irregulares e Floresta Tropical Aberta de áreas com palmeiras e relevo dissecado no extremo sudoeste;

Classe 5: Floresta Tropical Aberta de relevo ondulado em áreas com palmeiras, em uma estreita faixa na fronteira sul, e

Classe 6: Floresta Alterada formada por vegetação secundária e áreas de desmatamento, com ocorrência ao longo do Rio Tapajós e em manchas na fronteira leste.

3.1.1- Características da área amostral

Na Floresta Nacional do Tapajós a área de estudo compreende 3.745,44 ha, iniciando-se a 1.500 metros do km 62 da rodovia Santarém-Cuiabá, estendendo-se no sentido norte-sul até o ponto localizado a 3,3 km do km 73, aproximadamente.

QUEIROZ (1984) salienta que a fitofisionomia da área pode ser caracterizada como floresta alta e relativamente aberta, apresentando baixa abundância de árvores de grandes diâmetros que são distribuídas aleatoriamente. Destaca também a ocorrência de manchas mais fechadas com maior adensamento de árvores das classes superiores de diâmetro e de manchas de matas cipoálicas que podem ser representativas de estágios dinâmicos.

CARVALHO (1982) menciona a exploração seletiva de espécies de valor comercial como *Aniba duckei* Kostermans (pau-rosa), *Cedrela odorata* L. (cedro-vermelho) e *Manilkara huberi* Standley (maçaranduba) empobrecendo a florística da área.

3.2- METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM

A amostragem e a obtenção dos dados de campo foram realizadas pela equipe técnica do então PRODEPEF – Projeto de Desenvolvimento e Pesquisa Floresta (PNUD/FAO/IBDF).

A estrutura de amostragem utilizada foi embasada em amostragem por conglomerados ou grupos de dois estágios

A área inventariada de 3.745,44 ha foi dividida em 36 conglomerados formando quadrados de 104,4 ha (unidades primárias). Implantou-se através de Amostra Sistemática em cada unidade primária, uma unidade amostral conglomerada de quatro hectares, agregando 4 sub-unidades retangulares de um hectare cada uma, distantes 10 metros do centro do conglomerado orientadas na forma de cruz para os sentidos norte-sul e leste-oeste (unidades secundárias), que se constituiu na área efetivamente amostrada de 144 ha. As unidades secundárias (subunidades conglomeradas) apresentam as seguintes dimensões: 20 metros de largura por 500 metros de comprimento (Figura 3)

Assim se obteve trinta e seis sítios inventariados cada um com área efetivamente amostrada de 4 ha distribuída em quatro sub-unidades de 1 ha totalizando 144 ha.

Em cada sub-unidade conglomerada foram registradas entre outras variáveis a identificação botânica das árvores através dos respectivos nomes vulgares e registrado o Diâmetro à Altura do Peito (DAP) e altura comercial das árvores a partir de um diâmetro mínimo de 30cm.

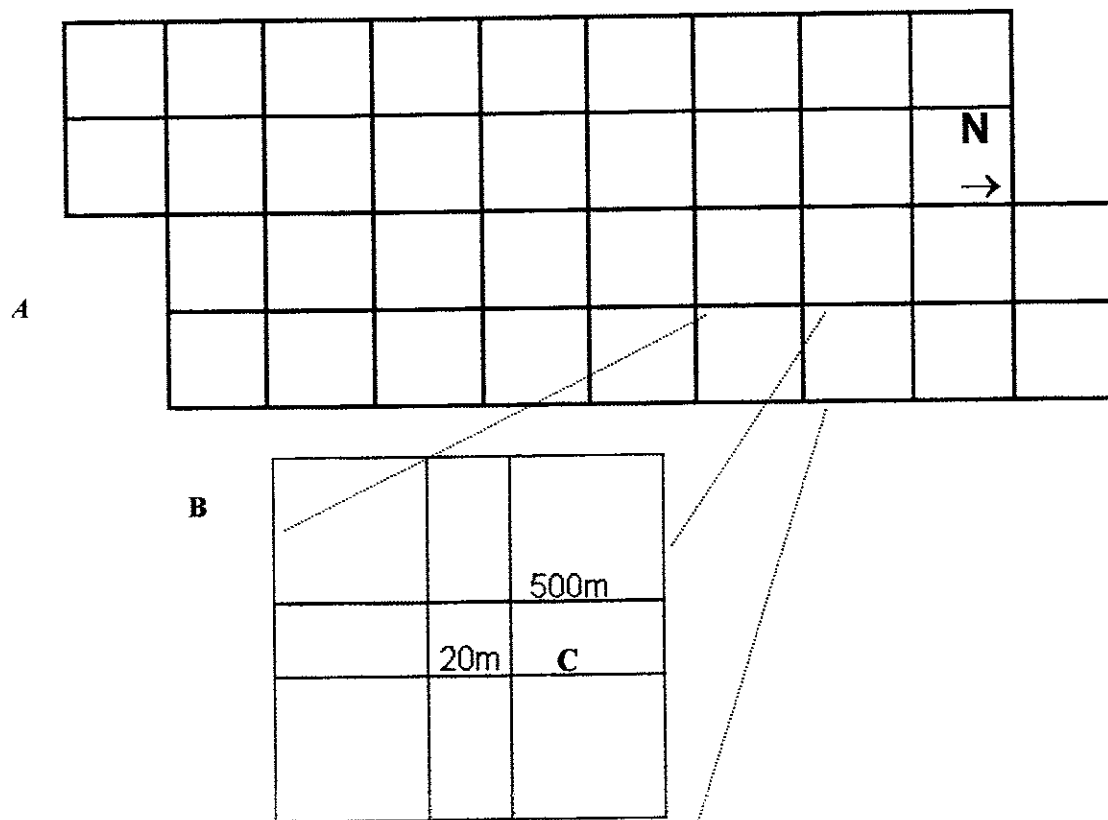


Figura 3 – Croqui esquemático da área florestal inventariada na FLONA do Tapajós (A), detalhando a estrutura de cada unidade primária, o conglomerado (B) com suas sub-unidades (C)

3.2.1- Relação espécie-área

Uma vez que a coleta dos dados foi realizada antes desta pesquisa não se tornou possível a determinação da amostragem mínima necessária para a representação florística da área. Assim, construiu-se a curva espécie-área plotando o número de amostra *versus* o número acumulado de espécies novas para a verificação da suficiência amostral da composição florística, levando em conta a tendência de estabilização da curva como indicadora da suficiência amostral (JARDIM & HOSOKAWA, 1986).

3.2.2- Análise estrutural da vegetação

O dados obtidos em campo foram digitalizados em Excel 97 e calculados os parâmetros estruturais e fitossociológicos no Programa FITOPAC 1.0 (SHEPHERD, 1994).

Foi analisada apenas a estrutura horizontal da vegetação que considera a forma de distribuição e ocupação dos indivíduos na área tendo por fundamentos a abundância, frequência e dominância de uso corrente em ecologia florestal (LAMPRECHT, 1990).

▪ Abundância (Ab)

Relaciona número de indivíduos por unidade de área. Também denominada de Densidade.

1 Abundância Absoluta (AB ab): é a relação do número total de indivíduos de um taxon por unidade de área, obtida pela divisão do número total de indivíduos de um taxon (n_i) encontrados na área amostral (A) que neste estudo foi de 144 ha.

$$AB\ ab_i = \frac{n_i}{A} \quad (1)$$

2 Abundância Relativa (AB rel): representa a porcentagem de ocorrência do taxon i em relação ao total de indivíduos amostrados de todos os taxa (N). Demonstra a probabilidade de, amostrando um indivíduo aleatoriamente, ele pertença ao taxon em questão.

$$AB\ rel_i = \left(\frac{Ab\ ab_i}{N} \right) \cdot 100 \quad (2)$$

▪ Frequência (Fr)

Indica a ocorrência do taxon nas unidades amostrais.

1 Frequência absoluta (Fr ab): é em essência um conceito relativo, pois expressa a porcentagem de ocorrência de cada espécie no total de unidades amostrais, ou a probabilidade de uma unidade amostral sorteada aleatoriamente conter o taxon i. É expressa pela porcentagem do número de unidades amostrais em que o taxon i ocorre (na_i) dividido pelo número total de unidades amostrais (Na).

$$FR\ ab_i = \frac{na_i}{Na} \cdot 100 \quad (3)$$

2 Frequência relativa (Fr rel): relação percentual da ocorrência do taxon i pela somatória de ocorrências para todos os taxa do estudo.

$$FR\ rel_i = \frac{FR\ ab_i}{\sum_{i=1}^s na_i} \quad (4)$$

▪ Dominância (D)

A dominância expressa a contribuição do taxon na comunidade, aqui calculada pelo(s) valor(es) da área da secção do tronco a 1,3 m de altura (g) obtido por

$$g = \frac{DAP^2 \cdot \pi}{4} \quad \text{com } G_i = \sum_{n=1}^k g_n$$

1 Dominância Absoluta (D ab): expressa pela área basal total (m²) que o taxon i ocupa na amostra, por unidade de área (1 ha), que é calculada pela somatória da área de todos os indivíduos do taxon i.

$$D_{ab_i} = \frac{G_i}{ha} \quad (5)$$

2 Dominância Relativa (D rel): representa a área total da secção do caule que todos os indivíduos de um taxon ocupa na comunidade dividido pelo total de todos os indivíduos amostrados, expressa em porcentagem. Ela significa a biomassa que o taxon i contribui ao total da biomassa analisado.

$$D_{rel_i} = \left(\frac{G_i}{\sum_{i=1}^s G_i} \right) \cdot 100 \quad (6)$$

▪ Índice de Valor de Importância específico (IVI)

É um descritor composto pelos parâmetros relativos de abundância, frequência, e dominância que permite a ordenação das espécies hierarquicamente segundo a sua importância na comunidade.

$$IVI_i = AB_{rel_i} + Fr_{rel_i} + D_{rel_i} \quad (7)$$

O IVI relativo, IVI rel, que indica a contribuição relativa de cada espécie para o IVI total, foi calculado pela equação (7) dividida por 3.

▪ Índice de Valor de Importância de Famílias (IVIF)

Descritor composto que hierarquiza as famílias dentro da comunidade, considerando os parâmetros relativos de Abundância, Dominância e Diversidade (Div), este expresso pelo quociente entre o número de espécies registradas para a família f e o total de espécies da amostra.

$$IVIF_f = AB_{rel_f} + D_{rel_f} + Div_f \quad (8)$$

3.2.3- Análise florística da vegetação

Para a análise da similaridade florística entre os 36 conglomerados e os grupos obtidos pela Classificação foram calculados os índices qualitativos de Jaccard e Sørensen de acordo com GUINOCHET (1973), SNEATH & SOKAL (1974), MATTEUCCI & COLMA (1982), BROWER & ZAR (1984), MAGURRAN (1988):

$$S_{JAC} = \frac{c}{a + b + c} \quad (9)$$

$$S_{SOR} = \frac{2c}{a + b + 2c} \quad (10)$$

Onde,

S_{JAC} = Coeficiente de Similaridade de Jaccard

S_{SOR} = Coeficiente de Similaridade de Sørensen

a = número de espécies exclusivas da área A

b = número de espécies exclusivas da área B

c = número de espécies comuns às áreas A e B

O índice de Jaccard representa a porcentagem de espécies comuns entre duas amostras ou comunidades, que é igual à probabilidade de se sortear aleatoriamente uma espécie que seja comum às duas formações. O índice de Sørensen representa a probabilidade de sortear uma espécie comum às amostras ou comunidades, considerando que elas têm o dobro de chance de serem amostradas do que aquelas espécies que aparecem em apenas uma das formações. Ambos os índices variam entre 0 (mínima similaridade) e 1 (máxima similaridade), sendo o menor valor representativo da ausência de espécies comuns entre as duas amostras ou comunidades, e o valor máximo expressa a ausência de espécies exclusivas em cada uma das unidades ou amostras analisadas.

3.2.4- Diversidade e equabilidade florística

Para o cálculo da diversidade florística foram utilizados os índices de Shannon-Wiener e Simpson, e para o cálculo da equabilidade foram utilizados aqueles derivados dos respectivos índices de diversidade (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 1988; BROWER & ZAR, 1984; BARROS, 1986; CARVALHO, 1992; PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN, 1995; LANDE, 1996; KVÁLSETH, 1996; SMITH & WILSON, 1996).

Os dois índices apresentam uma propriedade básica que as medidas de diversidade prioritariamente devem possuir: a diversidade total em um grupo de comunidades deve ser maior ou igual a diversidade média (ponderada) dentro das comunidades. Essa propriedade confere ao índice a característica de estritamente côncavo (LANDE, 1996).

O índice de Shannon-Wiener (H') foi calculado, para a amostra, por

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i \quad (11)$$

Onde $p_i = n_i/N$ indica a proporção da abundância da i -ésima espécie em relação ao total de indivíduos. O índice de Shannon-Wiener é derivado da probabilidade de se obter uma sequência de espécies pré-determinada contendo todas espécies da amostra, e é expresso pelo logaritmo da raiz à n -ésima desta probabilidade (OLIVEIRA, 1997).

O índice H' expressa o grau de incerteza em prever qual seria a espécie a que um indivíduo retirado aleatoriamente da amostra pertenceria (PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN, 1995). Esses autores

ressaltam ainda que ele deve ser usado somente na amostragem aleatória de uma comunidade grande onde o número total de espécies é conhecido.

LANDE (1996) menciona que para a amostra aleatória de N indivíduos quando N é grande o índice apresenta média e variância estimada calculadas por aproximação:

$$E[H'] \cong H' - \frac{S-1}{2N} \quad (12)$$

$$\text{Var}[H'] \cong \left[\sum_{i=1}^s p_i \cdot (\ln p_i)^2 - H'^2 \right] / N \quad (13)$$

BARROS (1986) indica que $H' = E[H'] \pm S[H']$, sendo este último o erro padrão calculado a partir de (13).

Observa-se que uma vez que a influência no cálculo dos estimadores depende do número atual de espécies S que é geralmente desconhecido, não existe um estimador para o índice de diversidade Shannon-Wiener "não-influenciado" (LANDE, 1996).

O índice H' apresenta substancial influência para pequenas amostras porém a influência é pequena quando $2N \geq S$.

A unidade de medida varia de acordo com a base logarítmica utilizada. Neste trabalho utilizou-se o logaritmo neperiano $\ln$, para comparação com outros estudos, sendo a unidade de medida expressa em $\text{nat} \cdot \text{ind}^{-1}$.

Para um dado número de espécies S , a diversidade máxima calculada pelo índice de diversidade Shannon-Wiener (H') quando todas as espécies tem a mesma proporção p_i é dada por:

$$H'_{\max} = \ln(S) \quad (14)$$

O índice de diversidade de Simpson é calculado como o complemento da medida de dominância de Simpson que é calculada pela fórmula:

$$\lambda = \sum_{i=1}^s \left[\frac{n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)} \right] \quad (15)$$

ficando o índice de diversidade de Simpson :

$$D = 1 - \lambda \quad (16)$$

Tanto λ como D são muito influenciados pelas espécies mais abundantes e insensíveis às espécies com apenas um indivíduo. Os valores de D variam entre 0 - todos os indivíduos de uma única espécie e 1 - cada espécie representada pelo mesmo número de indivíduos, sendo a expressão da probabilidade de tomados quaisquer dois indivíduos aleatoriamente na amostra, eles pertençam a espécies diferentes sendo também denominado de Coeficiente de Gini (LANDE, 1996). O índice é portanto pouco influenciado pela riqueza de espécies pesando mais a densidade das espécies com maior abundância.

LANDE (1996) salienta que o estimador do índice de diversidade de Simpson e apresenta média exatamente

$$E[\hat{D}] = \left(1 - \frac{1}{N}\right) \cdot (D) \quad (17)$$

Consequentemente, e ao contrário de H' , D apresenta um estimador não inviesado

$$\hat{D} = \left(\frac{N}{N-1}\right) \cdot (D) \quad (18)$$

A diversidade máxima do índice de Simpson foi calculada por

$$D_{\max} = \left[\frac{(S-1)}{S}\right] \cdot \left[\frac{N}{(N-1)}\right] \quad (19)$$

Como já mencionado a equabilidade representa a uniformidade da distribuição dos N indivíduos entre as S espécies.

As fórmulas usadas para expressar a equabilidade foram a derivada do índice de Shannon-Wiener (H') por PIELOU (1975):

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (20)$$

E a derivada do índice de diversidade de Simpson (D):

$$E = \frac{D}{D_{\max}} = \frac{D}{1 - \frac{1}{S}} \quad (21)$$

SMITH & WILSON (1996) testaram a eficiência de 14 índices de equitabilidade em 4 requerimentos e 10 aspectos, para os dois usados neste estudo ele encontrou classificação "bom" para três requerimentos e "pobre" para um (independência da riqueza de espécies), e em relação aos aspectos, "bom" para oito e "falho" para dois (o índice deverá mostrar um valor no meio da escala de valores que se intuitivamente se considera intermediário, e o índice deve ser simétrico em relação às espécies pouco e muito abundantes).

3.2.5- Classificação

O estudo da classificação foi realizado através das técnicas de análise de agrupamento do tipo SAHN – Sequencial Aglomerativo Hierárquico Sem sobreposição, e politético denominado de Método da Variância Mínima (ORLÓCI, 1978).

A análise de Agrupamento foi feita com o objetivo de mapear e agrupar os conglomerados amostrados segundo as variáveis de interesse.

Assim, os dados provenientes da amostragem nos 36 conglomerados com 4 ha efetivamente amostrados foram arranjados em uma matriz primária de dados originais da forma $X_{(m \times p)}$, onde cada elemento x_{ij} representa o valor da j -ésima variável na i -ésima unidade de amostra, para $i = 1, 2, 3, \dots, n$ unidades e $j = 1, 2, 3, \dots, p$ variáveis (SNEATH & SOKAL, 1973; GAUCH, 1982; MATTEUCI & COLMA, 1982; MANLY, 1986; SOUZA, 1989; BASSAB *et al.*, 1990; JOHNSON & WICHERN, 1992; van TONGEREN, 1995).

A matriz X primária de variáveis ficou da forma:

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & x_{13} & K & x_{16} \\ x_{21} & x_{22} & x_{23} & K & x_{26} \\ x_{31} & x_{32} & x_{33} & K & x_{36} \\ M & M & M & O & M \\ x_{36.1} & x_{36.2} & x_{36.3} & K & x_{36.6} \end{bmatrix}$$

Onde as variáveis foram: x_{i1} = nº de indivíduos; x_{i2} = nº de espécies presentes; x_{i3} = área basal calculada(m^2); x_{i4} = altura comercial média(m); x_{i5} = diâmetro à altura do peito (DAP) médio (cm) e x_{i6} = o volume total calculado(m^3), para $i = 1, 2, 3, \dots, 36$ conglomerados de 4 ha cada.

A etapa seguinte foi a transformação das variáveis originais, uma vez que estão em unidades diferentes, passo fortemente recomendado antes de se aplicar o cálculo dos coeficientes de parença (distância) e a aplicação do algoritmo de agrupamento (MANLY, 1986; BASSAB *et al.*, 1990; van TONGEREN, 1995). A transformação usada foi a estandardização

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{S_j} \quad (22)$$

Com os dados transformados foi calculada a Matriz Secundária de Distâncias com a Distância Cord, que é uma distância com boas características para emprego em ecologia florestal como citado na revisão bibliográfica, com fórmula descrita em ORLÓCI (1978); BARROS (1986); SOUZA (1989) e van TONGEREN (1995):

$$d^2_{jk} = 2 \left(1 - \frac{Q_{jk}}{\sqrt{Q_{jj} \cdot Q_{kk}}} \right) \quad (23)$$

Onde:

$$Q_{jk} = \sum_{h=1}^p x_{hj} \cdot x_{hk} \quad Q_{jj} = \sum_{h=1}^p x_{hj}^2 \quad \text{e} \quad Q_{kk} = \sum_{h=1}^p x_{hk}^2$$

$j, k = 1, 2, 3, \dots, 36$; $h = 1, 2, 3, \dots, 6(p)$ e x_{hj} e x_{hk} são, respectivamente, o valor da h -ésima variável na j e k -ésima unidade de amostra.

As distâncias d_{jk}^2 são agrupadas na matriz Secundária ou de distâncias de ordem j (36), simétrica com elementos da diagonal principal nulos:

$$D^2 = \begin{bmatrix} 0 & d_{12} & d_{13} & K & d_{1.36} \\ & 0 & d_{23} & K & d_{2.36} \\ & & 0 & K & d_{3.36} \\ & S & & O & M \\ & & & & 0 \end{bmatrix}$$

A matriz de distâncias é a estrutura de dados de entrada do algoritmo ou método de análise de agrupamento, aqui usado o Método da Variância Mínima, Ward ou Método de Orlóci (ORLÓCI, 1978; BARROS, 1986; SOUZA, 1989; SHEPHERD, 1994; van TONGEREN, 1995) com fórmula:

$$Q(jk) = \frac{N_j \cdot N_k}{N_j + N_k} \cdot d_{jk}^2 \quad (24)$$

com N_j e N_k representando, respectivamente, o número de elementos (conglomerados) nos agrupamentos j e k , e d_{jk}^2 o quadrado da distância Cord entre todos os conglomerados envolvidos na fusão jk .

Uma vez calculadas todas as fusões possíveis, o resultado é representado num dendrograma de classificação dos conglomerados de natureza seqüencial, hierárquica, aglomerativa, sem sobreposição e politética.

A definição dos grupos em um nível de homogeneidade foi feita pela Linha Fenon que é uma linha traçada em um determinado limite de similaridade ou dissimilaridade (maior ou menor valor de soma de quadrados) com o número de eixos do dendrograma interceptados indicando o número de grupos (SNEATH & SOKAL, 1973; SOUZA, 1989).

Para a análise de agrupamento e construção dos dendrogramas foram utilizados os Programas SAEG e FITOPAC desenvolvidos respectivamente pela Universidade Federal de Viçosa e Universidade Estadual de Campinas.

3.2.6- Ordenação

A técnica de Ordenação utilizada foi a Análise Discriminante para observar a integridade dos agrupamentos gerados pela Análise de Agrupamento, calcular a probabilidade correta classificação dos conglomerados nos sítios gerados, reduzir a dimensão dos dados, selecionar as funções com real poder de discriminação, formular regras de alocação de novas unidades de amostras em um dos g sítios, e, construir mapas territoriais dos sítios e verificar informações relacionadas às variáveis e aos agrupamentos.

Todos os testes foram realizados ao nível de significância $\alpha = 0,01$.

Os g agrupamentos gerados pela análise de agrupamento, denominados de sítios, contendo os respectivos conglomerados e as p variáveis usadas, $p = 1, 2, 3, \dots, 6$, se constituem na entrada para a execução da análise discriminante.

Os procedimentos complexos para a análise de discriminante são detalhadamente descritos em compêndios de análise multivariada (MORRISON, 1967; MANLY, 1986; JOHNSON & WICHERN, 1992; van TONGEREN, 1995).

Da Análise de Variância Multivariada (MANOVA) tem-se que a Matriz de Soma de Quadrados e Produtos Total $[T]$ é igual à soma da Matriz de Soma de Quadrados e Produtos dos Tratamentos ou entre os grupos $[H]$ e Matriz de Soma de Quadrados e Produtos dos Resíduos ou dentro do grupo $[E]$.

Se $\underline{v}$ é o vetor que maximiza a razão $\lambda = \frac{\underline{v}' H \underline{v}}{\underline{v}' E \underline{v}}$, tem-se pela aplicação do cálculo diferencial

que $\underline{v}$ é o autovetor da matriz de produto $E^{-1} H$, associado ao maior autovalor (λ). Ambos autovalor e autovetor são obtidos pela solução da equação matricial $(E^{-1} H - \lambda I) \underline{v} = 0$ com a restrição $\underline{v}' \underline{v} = 1$. Haverá tantas funções lineares quanto forem os k autovalores da solução da equação matricial com a condição $k \leq s$ onde $s = \min(g - 1, p)$.

Por premissa a análise discriminante define funções lineares das p variáveis originais construídas pelo modelo:

$$Z_i = a_{1i}x_1 + a_{2i}x_2 + \dots + a_{pi}x_p$$

no qual os coeficientes de ponderação das p variáveis originais são os elementos do vetor coluna $\underline{v}$ associado ao autovalor simbolizado por λ_i .

Como cada autovalor explica uma parte da variabilidade original dos dados e define uma função linear discriminante, obtém-se uma redução na dimensão original dos dados dada pelo conjunto de variáveis. Dessa forma se explica a variação dos dados com um menor número de variáveis ortogonais que são as funções lineares discriminantes (WILLIAMS, 1983; MANLY, 1986; JOHNSON & WICHERN, 1992).

Para a seleção das variáveis discriminantes usou-se os testes de significância estatística Wilks Lambda (Λ), Traço de Pillai (P), Traço de Hotelling (T^2) e Teta de Roy (θ_s) (MORRISON, 1967) que testam tanto as diferenças entre os centróides dos agrupamentos como a homogeneidade dentro dos agrupamentos.

$$\Lambda = \prod_{i=1}^s \frac{1}{(1 + \lambda_i)}$$

$$P = \sum_{i=1}^s \frac{\lambda_i}{1 + \lambda_i}$$

$$T^2 = \sum_{i=1}^s \lambda_i$$

$$\theta_1 = \frac{\lambda_1}{1 + \lambda_1}$$

Onde,
 λ_i = autovalores
 p = n° de variáveis
 g = n° de grupos
 k_1 = g.l tratamento ($g-1$)
 k_2 = g.l residuo
 $S = \min(p, g-1)$
 $M = \frac{|p - g + 1| - 1}{2}$
 $N = \frac{k_2 - p - 1}{2}$

Os testes descritos acima podem ser transformados para o teste F univariado (MORRISON, 1967).

Na seleção das funções discriminantes, o número máximo de funções é $s = \min(g - 1, p)$, e o número de funções necessárias é $k \leq s$ selecionadas com base na porcentagem relativa de contribuição dos autovalores λ à variabilidade total, Wilks Lambda (Λ) e Qui-quadrado (χ^2).

A porcentagem relativa é uma medida da variabilidade total incorporada a cada função, e a soma dos autovalores mede a variância total das variáveis discriminantes.

O Λ de Wilks avalia o potencial discriminante incluso na série de variáveis que ainda não foi incorporada pelas funções geradas, e é obtido por

$$\Lambda = \prod_{j=1}^n \frac{1}{(1 + \lambda_j)}$$

O teste Qui-quadrado testa a significância do poder discriminante proporcionado pelas funções remanescentes, após a adoção das primeira s funções discriminantes, e pode ser expresso pelo seguinte (SOUZA, 1989):

$$\chi^2 = -[N - (p+g/2) - 1] \ln(\Lambda')$$

com $(p-k)(g-k-1)$ g.l. e

$$\Lambda' = \prod_{j=k+1}^n \frac{1}{(1 + \lambda_j)}$$

onde p = n° de variáveis discriminantes

g = n° de grupos

k = n° de funções geradas

n = n° máximo de funções discriminantes

N = n° total de elementos

As variáveis originais bem como os valores de cada conglomerado nas funções lineares discriminantes foram submetidos à testes de normalidade para atender às condições estatísticas para o uso da análise discriminante (WILLIAMS, 1983; JOHNSON & WICHERN, 1992).

A análise discriminante assim como os testes de significância estatística foram realizados nos programas SAEG e SYSTAT 5.0.

4- RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1- COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Na análise da composição florística da área estudada, representativa de floresta de terra firme, registrou-se a ocorrência de 7.603 indivíduos com $DAP \geq 30$ cm, distribuídos em 46 famílias de angiospermas, 107 gêneros e 157 espécies, com a grande maioria identificada a nível específico. Somente 14 (9%) indivíduos estão identificados até o nível genérico e 4 (2,5%) não foram determinados ao nível de família. Estes foram considerados morfotipos no cálculo dos processos metodológicos. No Anexo A é apresentada a lista de espécies com os respectivos autores, nomes vulgares e famílias.

Esses dados de composição florística apresentam características semelhantes a uma série de inventários e ou censos florestais realizados nas FLONA's do Estado do Pará. Na FLONA de Saracá-Tacuera identificou 150 espécies com árvores com $DAP \geq 15$ cm amostradas em 11 ha (QUEIROZ, 1991a). Em outro inventário na FLONA foram listadas 138 espécies para árvores com $DAP \geq 45$ cm, amostradas em 10 ha (QUEIROZ, 1991b). QUEIROZ & BARROS (1998) realizaram um censo das árvores com $DAP \geq 45$ cm encontrando 185 espécies.

Na FLONA de Caxiuanã QUEIROZ & SILVA (1992, 1993) em dois censos florestais, com abordagem de indivíduos com $DAP \geq 55$ cm encontraram 155 e 156 espécies respectivamente. MACIEL (1998) encontrou 6.923 indivíduos com $DAP \geq 30$ cm distribuídos entre 45 famílias, 135 gêneros e 189 espécies.

Na FLONA do Tapajós, SILVA (1989) listou 405 espécies; QUEIROZ (1992) encontrou 270 espécies amostrando indivíduos com $DAP \geq 10$ cm, e CARVALHO (1992) 285 espécies em 9 ha amostrados, sendo 257 espécies arbóreas, $DAP \geq 5$ cm, distribuídas entre 151 gêneros e 49 famílias. A diferença de cem espécies, ou pouco mais, encontrada entre este estudo e os daqueles dois últimos autores pode ser em parte explicada pelos critérios de inclusão, DAP mínimo, utilizados. É evidente que quanto menor for o DAP mínimo utilizado maior será o número de espécies registradas, pois aumenta a probabilidade de inclusão de espécies típicas do sub-bosque bem como de espécies que apresentem seus indivíduos em estágios iniciais ou intermediários de desenvolvimento.

Por essa diferença de critério de inclusão aliada ao desconhecimento das características ambientais mínimas que permitam de certa forma definir cada comunidade, e à ausência de dados sobre a dinâmica da vegetação na área, a margem de erro seria grande ao se estipular o *pool* de espécies local como um número extraído desses trabalhos, pouco mais de 430 espécies, como propõem ERIKSSON (1993) e PÄRTEL *et al.* (1996). Entretanto pode-se considerar que a riqueza de espécies encontrada é proporcional ao número de espécies presentes nas comunidades.

Na TABELA 1 estão listadas todas as espécies em ordem hierárquica do IVI. Apenas 6 espécies ocorreram em todos os conglomerados: *Holopyxidium jarana* (Lecythidaceae), *Tachigalia myrmecophila* (Caesalpinaceae), *Manilkara huberi* (Sapotaceae), Não Identificada 1, *Piptadenia suaveolens* (Mimosaceae) e *Virola melinonii* (Myristicaceae). A espécie de maior IVI, *Erismia uncinatum* (Vochysiaceae), 6,09%, ocorreu em 35 conglomerados, porém foi a de maior dominância na área estudada, contribuindo com mais de 10% para esse parâmetro.

TABELA 1– Número de indivíduos (Nº ind), Nº conglomerados de ocorrência (Nº Cong), Abundância relativa (Ab rel), Dominância relativa (D rel), Frequência relativa (Fr rel) e IVI relativo (IVI rel) das espécies presentes (DAP≥30cm) em 144 amostrados, FLONA do Tapajós, PA

Espécie	Nº Ind.	Nº Cong.	Ab rel	D rel	Fr rel	IVI rel
<i>Erismia uncinatum</i>	476	35	6,26	10,37	1,65	6,09
<i>Holopyxidium jarana</i>	561	36	7,38	8,53	1,69	5,87
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	456	36	6,00	4,34	1,69	4,01
<i>Manilkara huberi</i>	352	36	4,63	5,24	1,69	3,85
<i>Sclerolobium</i> aff. <i>Chrysophyllum</i>	350	35	4,60	3,51	1,65	3,25
Não Identificada 1	290	36	3,81	4,21	1,69	3,24
<i>Carapa guianensis</i>	346	22	4,55	3,72	1,03	3,10
<i>Piptadenia suaveolens</i>	219	36	2,88	3,75	1,69	2,77
<i>Virola melinonii</i>	295	36	3,88	2,53	1,69	2,70
<i>Nectandra mollis</i>	240	34	3,16	2,73	1,60	2,49
<i>Bertholletia excelsa</i>	122	34	1,60	4,17	1,60	2,46
<i>Hymenaea courbaril</i>	101	35	1,33	3,08	1,65	2,02
<i>Tapirira guianensis</i>	131	33	1,72	2,24	1,55	1,84
<i>Protium puncticulatum</i>	191	35	2,51	1,07	1,65	1,74
<i>Astronium fraxinifolium</i>	102	31	1,34	1,92	1,46	1,57
<i>Virola cuspidata</i>	146	32	1,92	0,93	1,50	1,45
<i>Dialium guianensis</i>	132	34	1,74	0,99	1,60	1,44
<i>Vochysia maxima</i>	51	25	0,67	2,46	1,18	1,44
<i>Helicostylis pedunculata</i>	127	35	1,67	0,96	1,65	1,43
<i>Aniba burcherllii</i>	131	31	1,72	1,08	1,46	1,42
<i>Inga alba</i>	100	34	1,32	0,72	1,60	1,21
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	76	31	1,00	1,07	1,46	1,18
<i>Nectandra micrantha</i>	103	30	1,35	0,74	1,41	1,17
<i>Ocotea canaliculata</i>	82	28	1,08	0,76	1,32	1,05
<i>Alexa grandiflora</i>	72	26	0,95	0,93	1,22	1,03
<i>Brosimum</i> sp.	82	27	1,08	0,74	1,27	1,03
<i>Tachigalia</i> sp.	79	29	1,04	0,66	1,36	1,02
<i>Rollinia exsucca</i>	71	32	0,93	0,48	1,50	0,97
<i>Parkia pendula</i>	61	26	0,80	0,9	1,22	0,97
<i>Hymenaea parvifolia</i>	51	26	0,67	0,94	1,22	0,95
<i>Crudia glaberrima</i>	58	28	0,76	0,57	1,32	0,88

Continua ...

TABELA 1 (Continuação)

Espécie	Nº Ind.	Nº Cong.	Ab rel	D rel	Fr rel	IVI rel
<i>Jacaranda copaia</i>	52	23	0,68	0,50	1,08	0,75
<i>Symphonia globulifera</i>	51	23	0,67	0,38	1,08	0,71
<i>Maytenus myrsinoides</i>	42	25	0,55	0,35	1,18	0,69
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	31	22	0,41	0,55	1,03	0,66
<i>Caryocar villosum</i>	25	14	0,33	0,99	0,66	0,66
<i>Pouteria</i> sp.2	35	25	0,46	0,34	1,18	0,66
<i>Olmedioperebea sclerophylla</i>	41	23	0,54	0,36	1,08	0,66
<i>Swartzia corrugata</i>	39	23	0,51	0,38	1,08	0,66
<i>Glycidendron amazonicum</i>	39	21	0,51	0,46	0,99	0,65
<i>Copaifera multijuga</i>	35	18	0,46	0,63	0,85	0,65
<i>Diploptropis purpurea</i>	38	16	0,50	0,68	0,75	0,64
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	36	22	0,47	0,39	1,03	0,63
<i>Apuleia molaris</i>	26	17	0,34	0,73	0,80	0,62
<i>Laetia procera</i>	38	20	0,50	0,41	0,94	0,62
<i>Saccoglottis guianensis</i>	39	21	0,51	0,32	0,99	0,61
<i>Trimatococcus paraensis</i>	28	17	0,37	0,46	0,80	0,54
<i>Hymenolobium excelsum</i>	17	14	0,22	0,69	0,66	0,52
<i>Eschweilera coriacea</i>	29	19	0,38	0,17	0,89	0,48
<i>Schefflera morototoni</i>	28	16	0,37	0,31	0,75	0,48
<i>Qualea albiflora</i>	21	15	0,28	0,43	0,71	0,47
<i>Pouteria</i> sp.1	32	15	0,42	0,28	0,71	0,47
<i>Simaruba amara</i>	24	16	0,32	0,33	0,75	0,47
<i>Goupia glabra</i>	23	10	0,30	0,56	0,47	0,44
<i>Siparuna guianensis</i>	23	14	0,30	0,31	0,66	0,42
<i>Sterculia pilosa</i>	31	13	0,41	0,25	0,61	0,42
<i>Bocageopsis multiflora</i>	26	16	0,34	0,16	0,75	0,42
<i>Anacardium spruceanum</i>	22	16	0,29	0,20	0,75	0,41
<i>Platymiscium duckei</i>	23	15	0,30	0,19	0,71	0,40
<i>Virola divergens</i>	18	15	0,24	0,16	0,71	0,37
<i>Astronium lecointei</i>	19	13	0,25	0,2	0,61	0,35
<i>Cordia goeldiana</i>	19	14	0,25	0,15	0,66	0,35
<i>Vatairea guianensis</i>	19	11	0,25	0,29	0,52	0,35
<i>Guatteria amazonica</i>	16	13	0,21	0,13	0,61	0,32
<i>Sahagunia racemifera</i>	19	12	0,25	0,11	0,56	0,31
<i>Eschweilera blanchetiana</i>	17	9	0,22	0,11	0,42	0,25
<i>Stryphnodendrom pulcherrimum</i>	11	10	0,14	0,09	0,47	0,24
<i>Coccoloba latifolia</i>	12	10	0,16	0,06	0,47	0,23
<i>Pithecelobium racemosum</i>	12	10	0,16	0,06	0,47	0,23
<i>Pachira aquatica</i>	9	8	0,12	0,13	0,38	0,21
<i>Bagassa guianensis</i>	8	8	0,11	0,12	0,38	0,20
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	9	8	0,12	0,07	0,38	0,19

Continua ...

TABELA 1 (Continuação)

Espécie	Nº Ind.	Nº Cong.	Ab rel	D rel	Fr rel	IVI rel
<i>Neea</i> sp.	10	7	0,13	0,08	0,33	0,18
<i>Piper demeraranum</i>	9	7	0,12	0,09	0,33	0,18
<i>Myrcia falax</i>	9	7	0,12	0,07	0,33	0,17
<i>Pithecelobium cauliflorum</i>	7	7	0,09	0,04	0,33	0,15
<i>Diospyros praetermissa</i>	6	6	0,08	0,09	0,28	0,15
<i>Brosimum amplicoma</i>	7	6	0,09	0,06	0,28	0,14
<i>Pouteria engleri</i>	6	6	0,08	0,04	0,28	0,13
<i>Vatairea sericea</i>	6	5	0,08	0,07	0,24	0,13
<i>Tachigalia alba</i>	6	4	0,08	0,11	0,19	0,13
<i>Cassia lucens</i>	7	5	0,09	0,05	0,24	0,13
<i>Cedrela odorata</i>	4	4	0,05	0,13	0,19	0,12
<i>Swartzia arborescens</i>	5	5	0,07	0,07	0,24	0,12
Não Identificada 2	6	5	0,08	0,03	0,24	0,12
<i>Luehea speciosa</i>	5	5	0,07	0,04	0,24	0,11
<i>Clarisia racemosa</i>	6	4	0,08	0,06	0,19	0,11
<i>Bixa arborea</i>	6	4	0,08	0,06	0,19	0,11
<i>Talisia coriacea</i>	6	4	0,08	0,05	0,19	0,11
<i>Swartzia stipulifera</i>	8	3	0,11	0,07	0,14	0,11
<i>Aniba canelilla</i>	4	4	0,05	0,06	0,19	0,10
<i>Micropholis</i> sp.	5	4	0,07	0,03	0,19	0,09
<i>Hevea brasiliensis</i>	6	3	0,08	0,06	0,14	0,09
<i>Licania heteromorpha</i>	4	4	0,05	0,03	0,19	0,09
<i>Ceiba pentandra</i>	2	2	0,03	0,14	0,09	0,09
<i>Trichilia hirsuta</i>	4	4	0,05	0,02	0,19	0,09
<i>Pouteria macrophylla</i>	4	4	0,05	0,02	0,19	0,09
<i>Cassia leiandra</i>	4	3	0,05	0,04	0,14	0,08
<i>Bombax paraensis</i>	3	3	0,04	0,02	0,14	0,07
<i>Pouteria laurifolia</i>	3	3	0,04	0,02	0,14	0,07
<i>Symplocos</i> sp.1	3	3	0,04	0,02	0,14	0,07
<i>Roupala</i> sp.	3	2	0,04	0,05	0,09	0,06
<i>Cassia spruceana</i>	3	2	0,04	0,04	0,09	0,06
<i>Symplocos</i> sp.2	3	2	0,04	0,02	0,09	0,05
<i>Saccoglottis amazonica</i>	3	2	0,04	0,02	0,09	0,05
<i>Parinarium barbatum</i>	3	2	0,04	0,02	0,09	0,05
<i>Protium apiculatum</i>	2	2	0,03	0,02	0,09	0,05
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	2	0,03	0,02	0,09	0,05
<i>Croton matourensis</i>	2	2	0,03	0,02	0,09	0,05
<i>Protium pallidum</i>	2	2	0,03	0,02	0,09	0,05
<i>Byrsonima crista</i>	2	2	0,03	0,01	0,09	0,04
<i>Hymatanthus sucuuba</i>	2	2	0,03	0,01	0,09	0,04
<i>Sclerobium guianensis</i>	1	1	0,01	0,02	0,05	0,03

Continua ...

TABELA 1 (Continuação)

Espécie	Nº Ind.	Nº Cong.	Ab rel	D rel	Fr rel	IVI rel
<i>Chaunochi Kappleri</i>	1	1	0,01	0,02	0,05	0,03
<i>Ficus anthelmintica</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Cassia apoucouita</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Guarea costata</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Annona tessmanni</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Hippocratea volubilis</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Manilkara paraensis</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Couma guianensis</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Hevea</i> sp.	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Fagara pentandra</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Sloanea grandiflora</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Ocotea rubra</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
Não identificada 4	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
<i>Heisteria flexuosa</i>	1	1	0,01	0,01	0,05	0,02
TOTAL	7.603	—	99,98	100,00	100,00	99,97

As 12 espécies de maior importância na estrutura e fitosionomia da área apresentaram 41,85% do IVI e 50,0% dos indivíduos amostrados. Embora seja característico de florestas neotropicais a ausência de espécies dominantes, essa importância na estrutura horizontal confere um certa relevância dessas espécies na amostragem (BARROS, 1986), devendo ser consideradas como espécies características do ambiente (PIRES & PRANCE, 1977). Dessas 12 espécies, com exceção de uma não identificada, seis são espécies de características ecofisiológicas de tolerância à sombra: *Erisma uncinatum*, *Holopyxidium jarana*, *Carapa guianensis*, *Manilkara huberi*, *Virola melinonii*, *Nectandra mollis*, e 5 heliófilas, *Tachigalia myrmecophila*, *Piptadenia suaveolens*, *Sclerolobium* aff. *chrysophyllum*, *Hymenaea courbaril* e *Bertholletia excelsa* (CARVALHO, 1992). No total das espécies listadas ocorre também esse balanço homogêneo entre esses dois grandes grupos ecofisiológicos, com um pequeno predomínio das espécies tolerantes parecendo talvez indicar um estágio sucessional mais avançado da floresta (JARDIM, 1995).

Da relação acima nove espécies tiveram valores de abundância, frequência e dominância equivalentes. *Carapa guianensis* foi a única espécie daquela relação a não ocorrer em pelo menos 94% dos conglomerados, somente em 61%, mas com cerca de 5% da abundância total, evidencia-se a sua importância e tendência a ocorrer em sítios bem definidos. *Bertholletia excelsa* e *Hymenaea courbaril* apresentaram pequeno número de indivíduos, porém com grande porte, denotando sua importância na comunidade.

O número de espécies raras, consideradas como aquelas que apresentam densidade < 1 indivíduo por hectare (KAGEYAMA & GANDARA, 1993), foi bastante elevado, 92,3%, quando comparado com valores de outros estudos (FIGURA 4). Apenas 12 espécies apresentaram uma densidade maior que um

indivíduo por hectare o que demonstra a baixa densidade das populações de indivíduos com DAP ≥ 30 cm, a alta diversidade considerada aqui como riqueza de espécies, e também a baixa proporção de distribuição agregada de espécies para a escala de 4 ha.

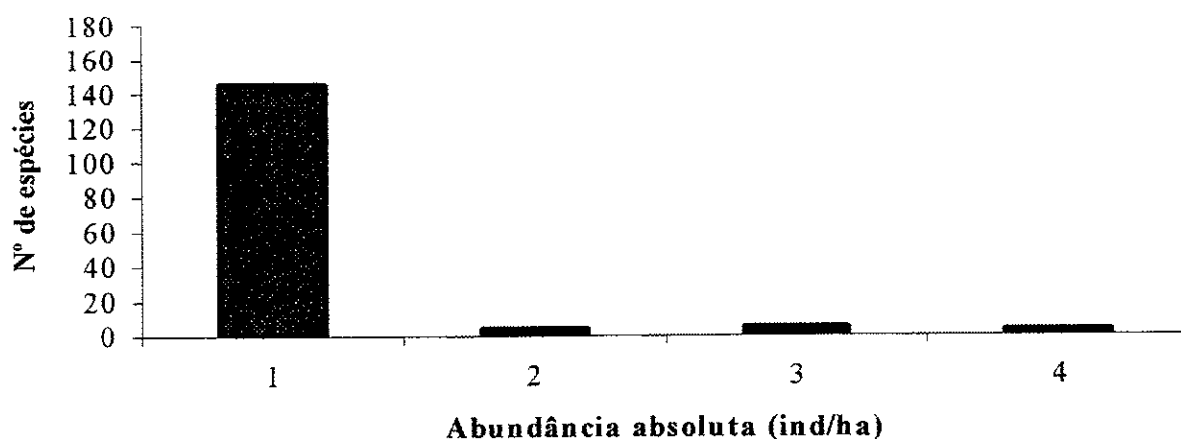


FIGURA 4 – Distribuição do número de espécies em relação ao número de indivíduos por hectare, em uma amostra de 36 conglomerados (144 ha) em uma área da FLONA do Tapajós, PA.

Na FIGURA 5 é mostrada a relação espécie-abundância. Nota-se que no início a declividade da curva é acentuada, até exatamente as 12 primeiras espécies em ordem decrescente de número de indivíduos: *Holopyxidium jarana* (jarana), *Erisma uncinatum* (quaruba), *Tachigalia myrmecophila* (tachi-preto-folha-grande), *Manilkara huberi* (maçaranduba), *Sclerolobium* aff. *chrysophyllum* (tachi-peludo), *Carapa guianensis* (andiroba), *Virola melinonii* (ucuúba-da-terra-firme), Não Identificada1, *Nectandra mollis* (louro-preto), *Piptadenia suaveolens* fava-folha-fina), *Protium puncticulatum* (breu-vermelho) e *Virola cuspidata* (ucuúba-vermelha), o que corrobora a relativa importância que essas espécies conferem à comunidade como mencionado anteriormente. A partir desse ponto a curva apresenta um comportamento mais aplainado distribuindo-se sobre um amplo espectro de posição de espécies quanto ao número de indivíduos, sugerindo uma grande diversidade florística para a área estudada.

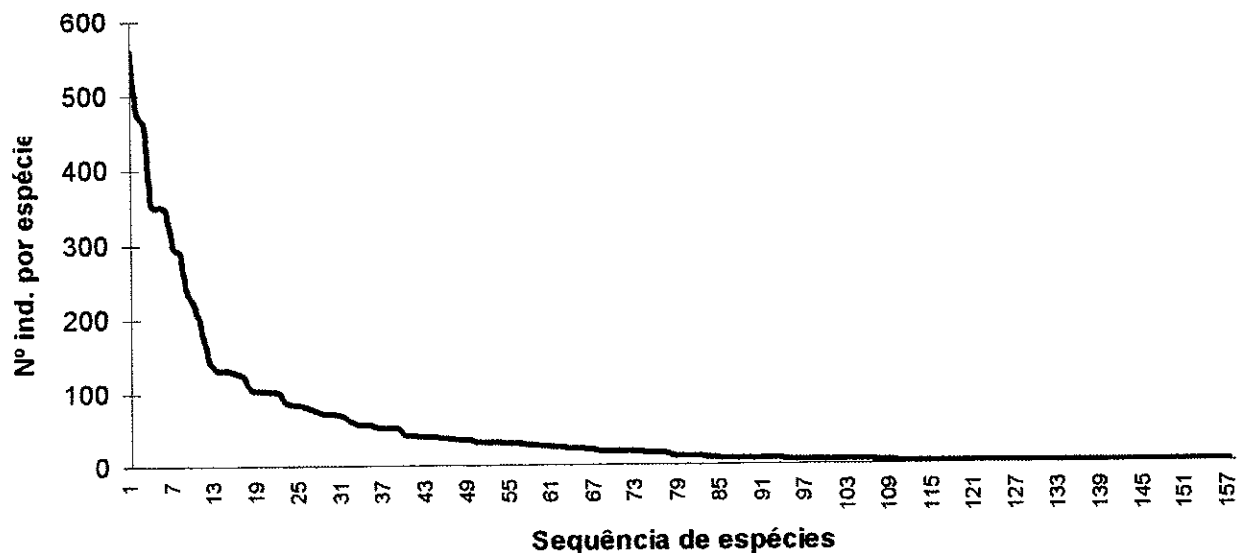


FIGURA 5— Curva de abundância das 157 espécies amostradas em 144 ha com 7.603 ind. (DAP $\geq$ 30cm).em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

BARROS (1980) estudando a distribuição diamétrica desse conjunto de dados observou que a comunidade arbórea segue a clássica função exponencial negativa, com um maior número de indivíduos nas classes inferiores de DAP e poucos nas classes superiores. Essa distribuição diamétrica, também denominada de "J" invertido parece ser uma característica de florestas tropicais de terra firme segundo a teoria de De Liocurt com estrutura diamétrica balanceada e com modelo típico de florestas com estrutura primária (BARROS, 1980; UHL & MURPHY, 1981; CARVALHO, 1992; FABER-LANGENDOEN & GENTRY, 1991; PIRES-O'BRIEN & O'BRIEN, 1995; PASCAL & PELISSIER, 1996).

Na TABELA 2 estão presentes as famílias registradas neste estudo com seus parâmetros fitossociológicos. As famílias com maior número de espécies foram: Caesalpiniaceae (20 spp), Sapotaceae (10 spp), Fabaceae (10 spp), Moraceae (10 spp), Mimosaceae (9 spp), Lauraceae (8 spp) e Lecythidaceae (7 spp).

De modo geral o mesmo padrão de riqueza florística das espécies é encontrado em relação ao número de indivíduos por família, exceção às famílias Vochysyaceae, Myristicaceae, Meliaceae, Não Identificada e Anacardiaceae que apresentam poucas espécies com muitos indivíduos, principalmente as seguintes: *Erismia uncinatum* (Vochysyaceae), *Virola melinonii* (Myristicaceae), *Carapa guianensis* (Meliaceae) e Não Identificada 1.

TABELA 2 – Número de indivíduos (N° ind), Número de espécies (N° Spp), Porcentagem do número de espécies (%Spp), Abundância relativa (Ab rel), Dominância relativa (D rel), Frequência relativa (Fr rel), Índice de Valor de Importância (IVIF) e contribuição relativa ao IVIF (% IVIF) das 46 famílias registradas em uma amostra de 144 ha na FLONA do Tapajós, PA.

Família	N° ind	N° Spp	% Spp	Ab rel	D rel	Fr rel	IVIF	%IVIF
Caesalpiniaceae	1366	20	12,74	17,97	16,27	4,00	38,22	12,74
Lecythidaceae	822	7	4,46	10,81	14,58	4,00	29,40	9,80
Vochysiaceae	548	3	1,91	7,21	13,26	4,00	24,48	8,16
Lauraceae	643	8	5,1	8,46	6,58	4,00	19,05	6,35
Mimosaceae	460	9	5,73	6,05	6,60	4,00	16,65	5,55
Sapotaceae	449	10	6,37	5,91	6,08	4,00	15,99	5,33
Myristicaceae	459	3	1,91	6,04	3,61	4,00	13,65	4,55
Fabaceae	330	10	6,37	4,34	5,23	4,00	13,56	4,52
Não identificada	299	4	2,55	3,93	4,27	4,00	12,21	4,07
Anacardiaceae	274	4	2,55	3,6	4,55	3,88	12,03	4,01
Meliaceae	357	5	3,18	4,7	3,89	2,89	11,46	3,82
Moraceae	328	10	6,37	4,31	2,94	4,00	11,25	3,75
Burseraceae	252	4	2,55	3,31	1,62	4,00	8,94	2,98
Humiriaceae	146	3	1,91	1,92	1,39	3,77	7,08	2,36
Annonaceae	144	5	3,18	1,89	0,93	4,00	6,81	2,27
Boraginaceae	90	2	1,27	1,18	0,82	3,22	5,22	1,74
Bignoniaceae	83	2	1,27	1,09	0,88	3,22	5,19	1,73
Celastraceae	65	2	1,27	0,85	0,91	3,00	4,77	1,59
Apocynaceae	49	4	2,55	0,64	0,47	3,00	4,11	1,37
Euphorbiaceae	57	5	3,18	0,75	0,61	2,66	4,02	1,34
Guttiferae	51	1	0,64	0,67	0,38	2,55	3,60	1,20
Flacourtiaceae	38	1	0,64	0,5	0,41	2,22	3,12	1,04
Caryocaraceae	25	1	0,64	0,33	0,99	1,55	2,88	0,96
Araliaceae	28	1	0,64	0,37	0,31	1,78	2,46	0,82
Tiliaceae	24	2	1,27	0,32	0,24	1,89	2,43	0,81
Simarubaceae	24	1	0,64	0,32	0,33	1,78	2,43	0,81
Monimiaceae	23	1	0,64	0,3	0,31	1,55	2,16	0,72
Sterculiaceae	31	1	0,64	0,41	0,25	1,44	2,10	0,70
Combretaceae	17	1	0,64	0,22	0,11	1,66	1,98	0,66
Bombacaceae	14	3	1,91	0,18	0,30	1,11	1,59	0,53
Ebenaceae	9	2	1,27	0,12	0,11	1,00	1,23	0,41
Nyctaginaceae	10	1	0,64	0,13	0,08	0,78	0,99	0,33
Piperaceae	9	1	0,64	0,12	0,09	0,78	0,99	0,33
Sapindaceae	9	2	1,27	0,12	0,07	0,78	0,96	0,32
Symplocaceae	6	2	1,27	0,08	0,04	0,55	0,66	0,22
Bixaceae	6	1	0,64	0,08	0,06	0,44	0,57	0,19
Connaraceae	3	1	0,64	0,04	0,02	0,33	0,39	0,13
Proteaceae	3	1	0,64	0,04	0,05	0,22	0,30	0,10
Olacaceae	2	2	1,27	0,03	0,02	0,22	0,27	0,09
Malpighiaceae	2	1	0,64	0,03	0,01	0,22	0,27	0,09
Hippocrateaceae	1	1	0,64	0,01	0,01	0,11	0,12	0,04
Rutaceae	1	1	0,64	0,01	0,00	0,11	0,12	0,04
Elaeocarpaceae	1	1	0,64	0,01	0,00	0,11	0,12	0,04
TOTAL	7.603	189	99,99	99,99	100,00	100,00	299,94	99,98

GURA 6 mostra as famílias com maior riqueza de espécies dentro da amostra, com *Caesalpiniaceae*, *Sapotaceae*, *Fabaceae*, *Moraceae*, *Mimosaceae*, *Lauraceae* e *Lecythydaceae* (15% das famílias contribuindo com 47,14% das espécies presentes e 57,9% do total de indivíduos. Observa-se a importância dessas famílias para o conjunto da amostra na FLONA do Tapajós. Dentre as famílias – *latu sensu*, o predomínio de *Caesalpiniaceae* sobre *Fabaceae* indica uma característica de área degradada mas não tão primária: áreas com predomínio de *Fabaceae* são mais primárias.

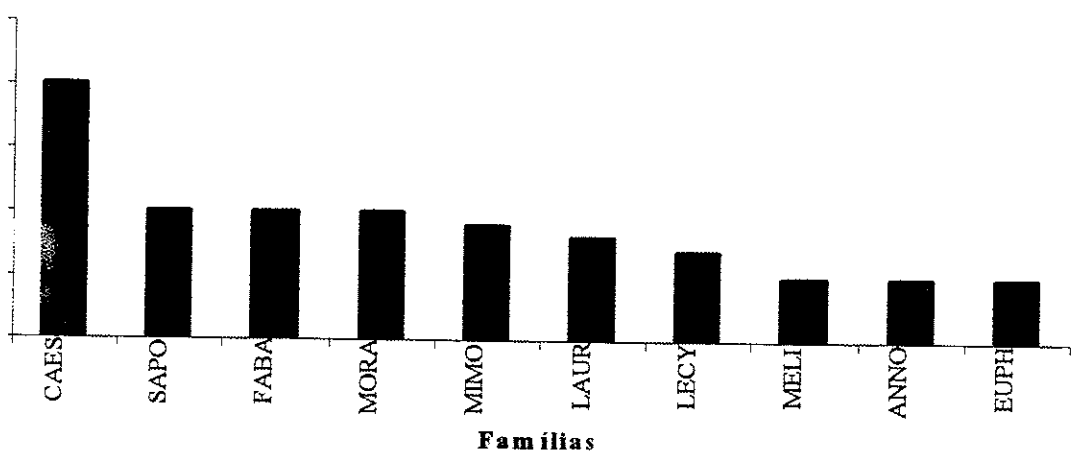
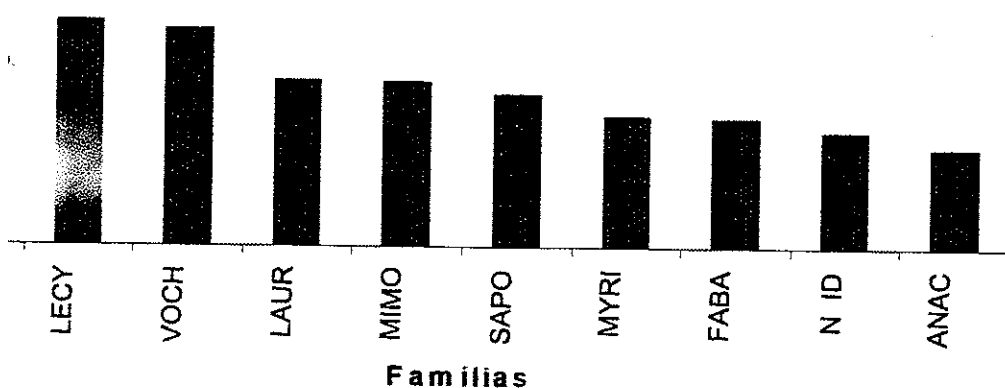


Fig. 6 – Distribuição do número de espécies para as famílias de maior riqueza em 144 ha amostrados na FLONA do Tapajós, PA. (CAES - *Caesalpiniaceae*, SAPO - *Sapotaceae*, FABA – *Fabaceae*, MORA - *Moraceae*, MIMO – *Mimosaceae*, LAUR – *Lauraceae*, LECY – *Lecythydaceae*, MELI – *Meliaceae*, ANNO – *Annonaceae*, EUPH – *Euphorbiaceae*).

GURA 7 mostra a distribuição do índice de valor de importância para as famílias (IVIF) em percentagem para a amostra, sendo as 10 principais famílias em ordem de importância: *Myristicaceae*, *Lecythydaceae*, *Vochysiaceae*, *Lauraceae*, *Mimosaceae*, *Sapotaceae*, *Myristicaceae*, *Identificada* e *Anacardiaceae*. As sete primeiras famílias contribuem com mais da metade, 56%, do IVIF total.

As famílias bem diversas neste estudo como *Sapotaceae*, *Fabaceae* e *Moraceae*, têm sua importância estrutural diminuída na comunidade provavelmente por apresentar indivíduos de porte menor ou então espécies com pequena abundância. Ao mesmo tempo, outras famílias com importância relativamente menor como *Lecythydaceae*, *Vochysiaceae* e *Myristicaceae* tornam-se importantes na comunidade pelo grande número de indivíduos (*Myristicaceae*), pelo grande porte dos indivíduos (*Sapotaceae*) ou por uma combinação de ambas características (*Lecythydaceae*).



uição do Índice de Valor de importância de Família (IVIF) para as famílias mais importantes 44 ha amostrados na FLONA do Tapajós, PA. (CAES - Caesalpiniaceae, LECY - Lecythidaceae, VOCH - Vochysiaceae, LAUR - Lauraceae, MIMO - Mimosaceae, SAPO - Sapotaceae, MYRI - Myristicaceae, FABA - Fabaceae, N ID - Não Identificada, ANAC - Anacardiaceae).

de Leguminosae (*latu sensu*), Sapotaceae, Moraceae, Lauraceae, Lecythidaceae e as famílias mais abundantes e de maior riqueza florística é uma característica comum componente arbóreo de dossel de florestas de terra firme na Amazônia conforme S-O'BRIEN & O'BRIEN (1995), OLIVEIRA (1997) e muitos outros autores.

os obtidos por CARVALHO (1992), de estudos realizados na FLONA do Tapajós, a sul da área de estudo, em 3 ha de floresta não perturbada diferem em alguma maneira as famílias de maior IVIF relativo. Ele encontrou após 6 anos de estudo, as famílias *latu sensu* (16,6%), Sapotaceae (10,13%), Lecythidaceae (7,7%), Moraceae (5,5%), Burseraceae (4,9%), Annonaceae (4,3%) e Lauraceae (4,1%), como as oito mais diferença pode ser explicada em parte pela diferença de metodologia empregada pelo indivíduos com DAP ≥ 5 cm. Com o emprego de DAP ≥ 30 cm há uma tendência de as com espécies de grande dominância como Lecythidaceae, Vochysiaceae e algumas neste estudo como famílias com espécies de maiores diâmetros (Anexo B). possível é relacionada à já citada época de obtenção destes dados, anteriores aos de 1982), onde o histórico de perturbação e exploração indiscriminada da área podem ter

(1982) cita *Erisma uncinatum* como uma espécie apresentando elevada abundância em estudo na FLONA do Tapajós, tendo mais tarde encontrado exemplares adultos em floresta não perturbada (CARVALHO, 1992). Como se trata de uma espécie com

manda de mercado (QUEIROZ, 1984; SILVA; 1989; CARVALHO, 1992), a pressão de sobre ela deve ter sido tal que explique a diferença de sua importância estrutural observada estudo e o de CARVALHO (1992).

ÇÃO ESPÉCIE-ÁREA

mo mencionado no capítulo Material e Métodos, a coleta dos dados de campo foi realizada e pela equipe do convênio PRODEPEF, dessa forma não foi possível realizar uma análise da ca da relação do número de espécies em função do tamanho das unidades amostrais. Esse fato emente não permitiu o estabelecimento de conclusões sobre a área mínima necessária para riação florística, nem também testar diferentes tamanhos de conglomerados. O que, todavia, tituiu objetivos deste trabalho.

itou-se verificar se os trinta e seis conglomerados com área amostral de 4 ha cada distribuídos emática, perfazendo uma intensidade amostral de 3,85%, foram suficientes para cobrir a ridade florística da área estudada.

elação espécie-área dos indivíduos amostrados com DAP ≥ 30 cm, apresentou características de lidade florística, uma vez que foi detectada a presença de 157 espécies na amostragem dos 36 idos (144 ha) e com o número de espécies por conglomerado variando de 50 a 70 espécies. 3).

a constatação é evidenciada pelo fato de inventários realizados na Floresta Nacional do Tapajós e regiões, com DAP mínimo de inclusão similar ao deste estudo, apresentarem também número intervalentes (QUEIROZ, 1991a; 1991b; QUEIROZ & SILVA, 1992; 1993; MACIEL, 1998; & BARROS, 1998). Entretanto, não se pode descartar a hipótese de que esse número de daria ter sido maior como resultado de um maior conhecimento e precisão em sistemática de possíveis mudanças taxonômicas ocorridas com relação às espécies amostradas desde a lados.

– Dados do número de espécies ocorrentes e número de espécies acumuladas (DAP≥30 cm)em relação às unidades de amostra (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós. PA.

GLOMERADO Nº	Nº DE ESPÉCIES OCORRENTES	Nº DE ESPÉCIES ACUMULADAS
1	57	57
2	65	84
3	60	99
4	66	108
5	64	112
6	61	117
7	70	121
8	50	123

Continua

TABELA 3

CONGLOMERADO Nº	Nº DE ESPÉCIES OCORRENTES	Nº DE ESPÉCIES ACUMULADAS
9	57	125
10	61	128
11	60	130
12	61	135
13	55	136
14	63	137
15	57	137
16	59	139
17	58	140
18	55	142
19	56	143
20	65	146
21	68	147
22	67	148
23	64	150
24	50	150
25	63	153
26	57	153
27	58	153
28	66	154
29	52	154
30	53	155
31	54	156
32	51	156
33	55	156
34	61	156
35	54	156
36	54	157

A curva espécie-área (FIGURA 8) foi modelada com os dados da TABELA 3 plotando-se o número acumulado de espécies novas contra a área amostral acumulada onde cada unidade conglomerada equivale a 4 ha amostrados.

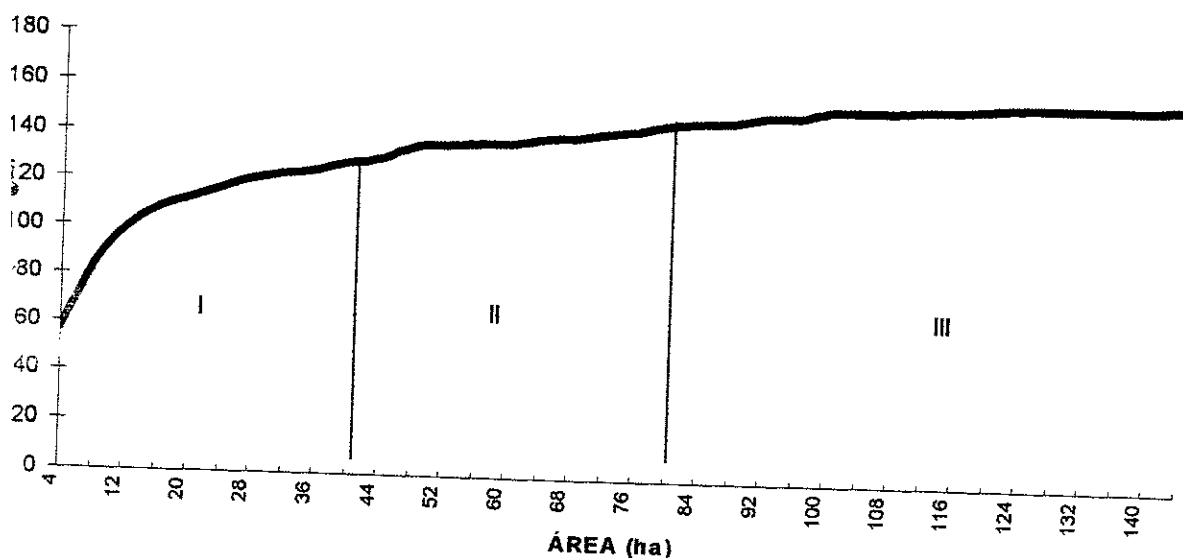


FIGURA 8 – Curva espécie-área para árvores com DAP ≥ 30 cm amostradas em 36 conglomerados de 4 ha em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Como observado na FIGURA 8, a curva espécie-área foi íngreme, o que permitiu delimitar com três regiões. Na primeira região a ocorrência de espécies novas foi alta até o 40º ha amostrado (10 conglomerados), onde observa-se a presença de 128 espécies que correspondem a 82 % das espécies encontradas. Uma segunda região compreende do 40º ao 80º ha (20 conglomerados) caracterizada por uma inclinação na curva pois a ocorrência de novas espécies, dezoito, é menos acentuada com o aumento da área. Aqui, o número de espécies chegou a 146, 93% do total. A partir dessa região e até ser amostrados os 144 ha, a curva espécie-área apresenta uma grande tendência à estabilização com a adição de poucas espécies (11 espécies); esta terceira região, com área de 64 ha, apresentou apenas 7% de novas espécies.

Com base nessa análise da curva espécie-área considerou-se que a área de 144 ha amostrados em 36 conglomerados foram suficientes para cobrir a variação florística da área total estudada para árvores de DAP ≥ 30 cm. Com a estabilização da curva a partir do 20º primeiros conglomerados, 56% das unidades de amostra, reconhece-se que a área de cada unidade amostral utilizada neste estudo é pequena, pois BARROS (1986) afirma que se um número muito grande de unidades de amostra é necessário para cobrir a variação florística de uma área, a superfície de cada unidade é pequena.

DIVERSIDADE

A análise das FIGURAS 4 e 5 permitiu inferir que a área estudada apresenta uma grande riqueza de espécies, ainda que algumas espécies apresentem uma relativa concentração de dominância o que não caracteriza uma baixa diversidade específica.

Como a riqueza de espécies é uma das duas propriedades do conceito de diversidade, procedeu-se à análise da diversidade, uniformidade e concentração de dominância das espécies da área estudada,

pelo Índice de Diversidade Shannon-Wiener (H'), o Índice de Diversidade de Simpson (D) e a sua medida de dominância (λ), as diversidades máximas respectivas, $H'_{\max}$ e $D_{\max}$, e a medida de Equabilidade derivada daqueles dois índices: J e E .

A TABELA 4 apresenta os valores desses índices de diversidade, da medida de dominância e das medidas de equabilidade para o conjunto de dados.

TABELA 4— Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') (nat.ind⁻¹), de Simpson (D), Medida de dominância de Simpson (λ), Diversidade máxima ($H'_{\max}$) e ($D_{\max}$) e Equabilidade respectivas (J) e (E) para a amostra de 144 ha com 157 espécies ($DAP \geq 30$ cm) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

	H'	D	λ	$H'_{\max}$	$D_{\max}$	J	E
Valor	4,030	0,971	0,029	5,056	0,994	0,797	0,977

Esses valores caracterizam a área como detentora de uma comunidade florestal com diversidade elevada, pois de acordo com MARGALEF(1972) o índice H' , usando o logaritmo neperiano ($\ln$), em florestas tropicais se situa normalmente entre 3,5 e 4,5 nat.ind⁻¹ raramente ultrapassando esse limite. KNIGHT (1975) estabeleceu um intervalo de 3,83 a 5,85 nat.ind⁻¹ no qual os valores do índice de diversidade Shannon-Wiener em florestas tropicais quase sempre se situam. O valor encontrado para o índice de Simpson (D) reflete também uma alta diversidade e λ pequena dominância, com 97,1% a probabilidade de amostrar dois indivíduos aleatoriamente que pertençam a espécies diferentes ou 2,9 % de serem da mesma espécie.

A média e variância estimadas para H' e D , bem como o intervalo de confiança se encontram na TABELA 5. Observa-se que os valores encontrados na TABELA 4 para H' e D aproximam-se do limite superior do intervalo de confiança, demonstrando um alto valor para a diversidade calculada.

TABELA 5 – Média e Variância estimadas, e Intervalo de Confiança para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (nat.ind⁻¹) e Simpson (D) para a amostra de 157 espécies em 144 ha na FLONA do Tapajós, PA.

	Média	Variância	Intervalo de Confiança
H'	$E[H'] \cong 4,0197$	0,0001898	$4,0059 \leq H' \leq 4,0335$
D	$E[D] = 0,9709$	0,0005449	$0,9476 \leq D \leq 0,9942$

Comparando-se os valores de H' e D para outros estudos na Amazônia observou-se que houve uma certa semelhança de magnitude, principalmente com os estudos na Amazônia Oriental, ratificando a elevada diversidade, ainda que muitos dos inventários empreguem DAP mínimo geralmente de 10 cm, às vezes menos.

A dificuldade em estabelecer simples comparações dos valores de H' , procedimento comum na Ciência Florestal, é interpretar sob um enfoque ecológico o que significa exatamente a variação na escala

e propor, por exemplo, recomendações de atividades de manejo ou conservação de

o ilustração a comparação entre este estudo e os de CARVALHO (1992) e BARROS
r encontrou o valor de 4,1 para o índice de diversidade de Shannon-Wiener em 36
LONA do Tapajós, concluindo que a diversidade não é afetada significativamente pela
nça com o desse estudo foi de 0,07 nat.ind⁻¹ e aquele autor amostrou exatamente cem
este estudo, elevando assim o valor de $H'_{\max}$ (5,55) quando comparado com o da
49 nat.ind⁻¹. BARROS (1986), em 100 unidades de amostra (5 ha) registrou a
pécies com $H' = 3,33$ nat.ind⁻¹, $H'_{\max} = 5,24$ com variações respectivas de - 0,70 e 0,18
se estudo. Como estabelecer em bases biológicas a conclusão sobre a hierarquização
à diversidade, e quão diferenciada é a mesma nos três ambientes?

uniformidade metodológica, DAP e área da unidade amostral, torna muito difícil
de CARVALHO (1992) é o que apresentou a maior riqueza florística entre os
do pelos de BARROS (1986) e este. Considerando a α -diversidade, o primeiro é o de
ão é o quanto ecologicamente significa essa diferença. Uma alternativa é considerar a
edida da uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies amostradas.

de calculada para a área também foi alta, sugerindo um forte grau de uniformidade de
dância. O valor obtido para J' , foi pouco menor que o de E (TABELA 4). Isso
lores de diversidade obtidos para os dois índices são próximos ao máximo esperado
aracterizando uma grande dominância pelas espécies mais abundantes.

< E se deve ao fato de o índice de Shannon expressar a uniformidade relativa entre
ferindo uma maior concentração de dominância quando comparado com o índice de

986) atribuiu um baixo valor de J' (0,63) em parte à coexistência de um elevado
olerantes e intolerantes à sombra estabelecendo diferentes micro-ambientes verticais
ltado de ação antrópica. CARVALHO (1992) encontrou um decréscimo da
mente após a exploração de árvores de grande DAP (dois tratamentos - 45 e
com o aumento do número de espécies no tempo, porém sempre menores que a da
0,79). Pela TABELA 4 observa-se que a equabilidade calculada para este estudo foi
na distribuição menos dominante dos indivíduos amostrados entre as espécies. Uma
onfere um padrão de diversidade mais representativo do ponto de vista ecológico,
e valor menor a dominância de espécies (CAMARGO, 1995).

álise da distribuição dos índices de diversidade juntamente com a curva espécie-área, o comportamento dos índices em função do aumento da área amostral foram calculados os índices acumulados até atingir o total da área amostrada (TABELA 6).

Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade (J'), índice de diversidade de Simpson (D) e medida de dominância de Simpson (λ) calculados por área acumulada em cada área na FLONA do Tapajós, PA.

H'	J'	D	λ
3,657	0,904	0,9704	0,030
3,879	0,875	0,9722	0,028
3,951	0,860	0,9724	0,028
4,024	0,859	0,9738	0,026
4,037	0,856	0,9733	0,027
4,094	0,860	0,9747	0,025
4,138	0,863	0,9757	0,024
4,148	0,862	0,9761	0,024
4,165	0,863	0,9765	0,023
4,165	0,858	0,9766	0,023
4,138	0,850	0,9756	0,024
4,129	0,842	0,9755	0,024
4,092	0,833	0,9743	0,026
4,083	0,830	0,9739	0,026
4,084	0,830	0,9739	0,026
4,090	0,829	0,9739	0,026
4,099	0,829	0,9742	0,026
4,107	0,829	0,9745	0,026
4,102	0,827	0,9742	0,026
4,104	0,823	0,9740	0,026
4,093	0,820	0,9738	0,026
4,089	0,818	0,9736	0,026
4,087	0,816	0,9734	0,027
4,074	0,813	0,9729	0,027
4,079	0,811	0,9731	0,027
4,078	0,811	0,9731	0,027
4,075	0,810	0,9729	0,027
4,070	0,808	0,9727	0,027
4,064	0,807	0,9724	0,028
4,058	0,805	0,9722	0,028
4,052	0,802	0,9720	0,028
4,043	0,801	0,9716	0,028
4,038	0,800	0,9714	0,029
4,034	0,799	0,9712	0,029
4,031	0,798	0,9709	0,029
4,030	0,797	0,9708	0,029

A 9 observa-se que a curva do índice de Shannon-Wiener(H') apresenta três regiões comparada com a curva espécie-área. A primeira até o 10º conglomerado (40ha;128spp) intimamente com a curva espécie-área até atingir o máximo de 4,165. A segunda até o 30ha;146spp) onde há um decréscimo seguido de estabilização de H' com interceptação da curva com valor de 4,104, e a terceira região na qual o estabelecimento da curva espécie-

é acompanhado por um decréscimo de tendência linear no valor de H' até atingir o valor da amostra, nat.ind^{-1} .

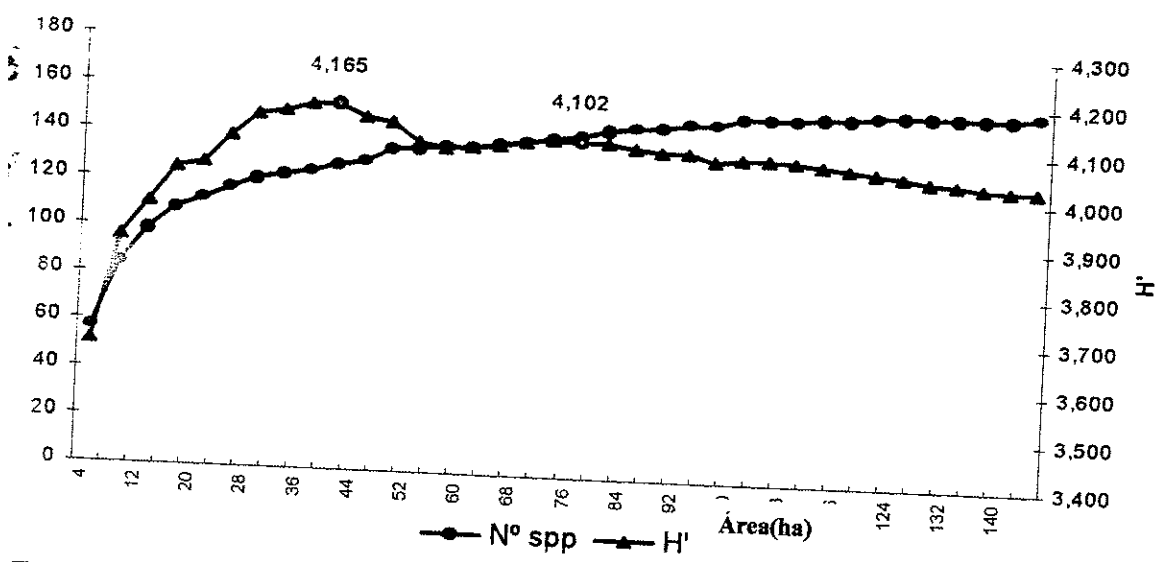


FIGURA 9- Comparação das curvas espécie-área ($N^\circ \text{ spp}$) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (nat.ind^{-1}) mensurado a cada 4ha em uma área na FLONA do Tapajós-PA.

Em relação ao índice de diversidade de Simpson (D) (FIGURA 10) também se encontrou três pontos, sendo o valor máximo de D encontrado no 10º conglomerado. A diferença é que a curva de D não se estabiliza, a curva espécie-área no 12º (48ha; 135 spp) com valor de $D = 0,975$, e a partir desse ponto o índice decresce de modo relativamente linear até atingir 0,971.

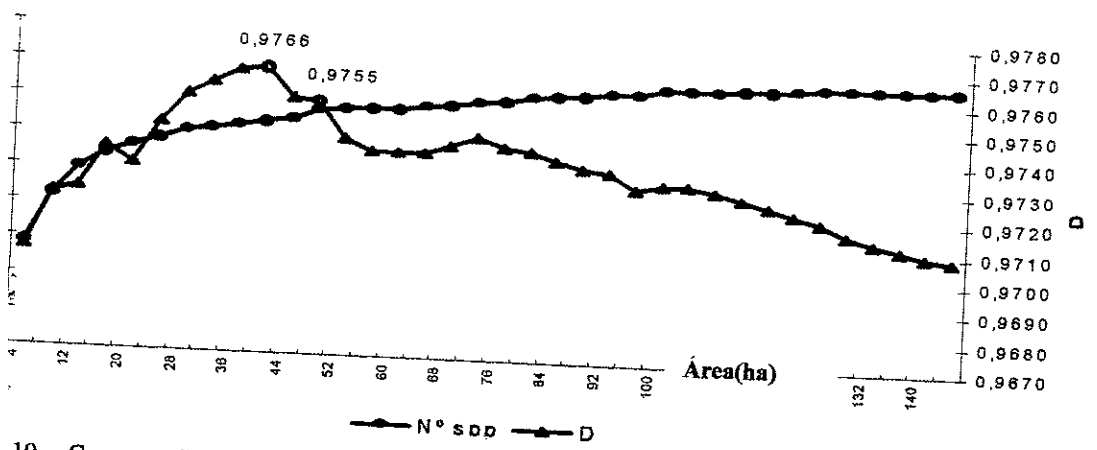


FIGURA 10 - Comparação das curvas espécie-área ($N^\circ \text{ spp}$) e índice de diversidade de Simpson (D) mensurado a cada 4ha em uma área na FLONA do Tapajós-PA.

As curvas de ambos os índices foram também construídas de outros modos com o objetivo de verificar se existia nas suas performances influências geradas pela diferença de escala. Testou-se duas opções: normalização entre zero e um, e standardização com média zero e variância um. Os resultados foram idênticos às Figuras 9 e 10, tornando desnecessária sua inclusão no corpo deste trabalho.

A tendência de decréscimo observada para os dois índices com a inclusão de novas espécies na amostra reflete a característica dos mesmos que consideram na sua formulação, além da riqueza florística, a distribuição dos indivíduos entre as espécies. Neste estudo a tendência foi mais pronunciada para a curva do índice de Simpson que para aquela do índice de diversidade de Shannon-Wiener.

Analisando conjuntamente as FIGURAS 9 e 10 constatou-se que o aumento da riqueza florística com a inclusão das últimas 11 espécies da amostra em relação ao índice de Shannon-Wiener, e das 22 espécies quando se analisou o índice de Simpson, não influenciou no acréscimo dos mesmos, que ao contrário diminuíram. A diferença do número de espécies a partir do qual houve a tendência linear de decréscimo observada nos dois índices pode ser explicada pela pouca influência no cálculo de H' das espécies raras, e pela insensibilidade no cálculo de D das espécies com um único indivíduo, 15 neste caso. Essa característica explica apenas parcialmente aquela tendência pois seriam necessárias somente as 15 espécies para produzir o comportamento em ambos os índices. O que se observa é que com a inclusão das novas espécies, novos indivíduos são acrescentados à abundância das espécies já existentes, o que provavelmente modifica a contribuição de cada espécie ao índice, conduzindo em maior medida à menor (H') escala ao declínio.

Um comportamento interessante que aparece em ambas as curvas é uma interrupção na tendência de decréscimo do valor do índice para 20 ha amostrados (5 conglomerados), e uma situação oposta para a amostra atinge 72 ha (18 conglomerados) caracterizada por um súbito aumento no valor do índice quando o mesmo já estava decrescendo. A curva do índice de Simpson (FIGURA 10) apresenta efeitos mais pronunciados que a do índice de Shannon-Wiener (FIGURA 9).

Uma questão que se coloca é que numa curva espécie-área cada ponto onde é dado um salto representa que se está amostrando uma nova comunidade na área, pois há a inclusão de um número $n \geq 1$ de espécies modificando todas as relações e características ecológicas até então existentes, segundo o conceito clássico de comunidade (ODUM; 1986). Examinando os dados sob esse axioma da ecologia, observou-se que para comunidades florestais de extensas áreas amostradas a α -diversidade é, na maioria dos casos, subestimada pelos índices de diversidade de Shannon-Wiener e de Simpson com o desenho metodológico empregado neste estudo. Considerando o tamanho da área amostral, comunidades maiores apresentaram índices de diversidade menores que comunidades ocupando menores áreas em mais de uma amostra neste estudo (TABELA 6, FIGURAS 9 e 10), inclusive com H' apresentando valores superiores ao nível de confiança mostrado na TABELA 5. Essa característica também parece não permitir a generalização sobre a conservação de grandes áreas a partir de índices de diversidade com essas metodologias, sugerindo por outro lado a conservação de muitas pequenas áreas como recomendação de PRINCE *et al.* (1998).

urrolando as espécies com contribuição $\geq 1\%$ ao valor de H' (Anexo C), encontrou-se 31 espécies representam 19,7% do total de espécies e 75,8% do total de indivíduos, resultando em contribuição de 0,638 ao índice H' . Calculando para D, essas mesmas espécies contribuem com 96,7% (0,939) do índice (FIGURA 11).

xaminando por outro lado as espécies que contribuem com menos de 1% ao índice de Shannon-listou-se 126 espécies que representam 82,2% e 28,8% dos indivíduos, com 35,5% (1,391) de contribuição ao total de H' . Para D a contribuição dessas espécies é de 3,3% (0,032) do total (FIGURA

bserva-se que o índice de diversidade de Shannon-Wiener sofre menos influência da abundância daquelas espécies de maior abundância relativa quando comparado com o índice de diversidade de Simpson (Anexo C).

ra verificar qual dos índices estimaria melhor o padrão de diversidade para a área de estudo, fez-se uma análise de regressão múltipla com as variáveis independentes N° de espécies e N° de indivíduos. Encontrou-se um coeficiente de determinação $R^2_{H'} = 0,962$ maior que $R^2_D = 0,800$ ambos no modelo cúbico-raiz, sugerindo matematicamente H' como um melhor estimador da diversidade e entre os dois índices com o padrão de metodologia utilizada neste estudo.

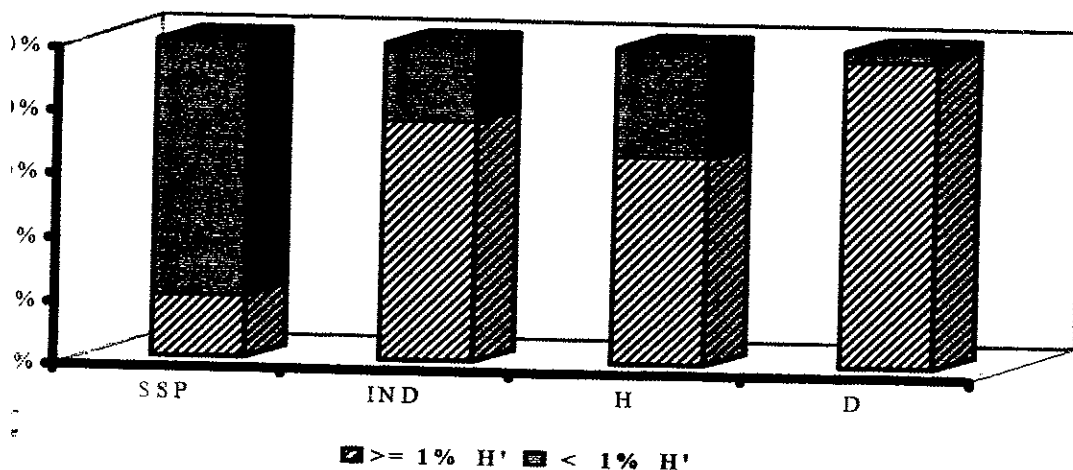


FIGURA 11- Valores relativos do número de espécies (SSP), número de indivíduos (IND), contribuição ao índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e ao índice de diversidade de Simpson (D), considerando a porcentagem de contribuição de cada espécie ao índice H' ($\geq 1\%$ e $< 1\%$), em 144 ha amostrados na FLONA do Tapajós, PA.

USE DE AGRUPAMENTO

Devido à grande heterogeneidade ambiental presente nas florestas tropicais, as unidades amostrais utilizadas para estudos vegetacionais podem cobrir áreas com diferentes comunidades ou ambientes, dificultando o conhecimento e caracterização do mosaico florístico-estrutural ocorrente na área de estudo determinada.

Neste estudo os procedimentos metodológicos necessários à consecução daqueles objetivos foram efetuados com a técnica de análise de agrupamento do tipo SAHN e politética denominada Método da Variância Mínima empregando como coeficiente de parença a medida de dissimilaridade Distância Cord. Assim esperou-se obter a caracterização e tipologia da área total com a alocação dos conglomerados em sítios ecológicos com mínima variabilidade dentro dos sítios e máxima variabilidade entre os mesmos.

Os resultados permitiram o estabelecimento de importantes aspectos sobre a estrutura e florística da área total em sítios ecológicos peculiares, ainda que se tenha utilizado como atributos de classificação seis variáveis que na sua maioria apresentam natureza contínua, exceto número de indivíduos e número de espécies.

Através da matriz primária de variáveis, formada por 36 conglomerados e valores estandardizados das seis variáveis de interesse (Anexo D), foi gerado o dendrograma de classificação ilustrado na FIGURA 12. Os pontos de bifurcação do dendrograma, "galhos", indicam a semelhança entre dois conglomerados, entre um conglomerado e um conjunto de conglomerados ou entre dois conjuntos de conglomerados.

O processo de definição dos agrupamentos gerados, aqui representados pelos sítios ecológicos, tem um componente de subjetividade quando a estrutura de dados não é categórica (SNEATH & SOKAL, 1973; MANLY, 1986; SOUZA, 1989). Quando as variáveis são de natureza binária, testes estatísticos como Qui-quadrado podem ser utilizados (SNEATH & SOKAL, 1973; BARROS, 1986). Com variáveis quantitativas de natureza contínua e/ou discreta é usual a definição do número de agrupamentos pela linha Fenon paralela ao eixo horizontal interceptando um número n de ramos, que corresponde ao número de agrupamentos obtidos (SNEATH & SOKAL, 1973; SOUZA, 1989).

A locação da linha Fenon é, segundo SOUZA (1989), uma atribuição do pesquisador, com o número de agrupamentos formado variando de acordo com a necessidade de se estabelecer um maior ou menor refinamento no nível de homogeneidade. O autor propõe que em estudos de manejo florestal os agrupamentos são função de fatores econômicos e operacionais e que devam refletir unidades com boa homogeneidade mas não excessivamente pequenas.

O resultado do algoritmo de classificação encontra-se na TABELA 7 que mostra a relação de pertinência de cada conglomerado com o sítio gerado. Cada sítio teve um número similar de unidades conglomeradas: sítio 1 (8 conglomerados – 32 ha amostrados), sítio 2 (8 conglomerados – 32 ha), sítio 3 (9 conglomerados – 36 ha) e sítio 4 (11 conglomerados – 44 ha amostrados).

A análise da FIGURA 12 mostra a existência de quatro sítios ecológicos bem distintos com o estabelecimento das linha Fenon a um nível de 35% de homogeneidade. Essa distinção é assegurada pela considerável mudança de nível observada, corroborando a habilidade do algoritmo da Variância Mínima associado ao emprego da distância Cord de agrupar grandes matrizes de dados de estrutura heterogênea

homogeneidade (SHEPHERD, 1994). Ressalte-se que a linha fenon, nem qualquer outro
 unto formal de classificação existente, define ou caracteriza rigorosamente uma unidade
 ou uma descontinuidade florístico-estrutural. Os Sítios 1 e 2 foram os menos dissimilares,
 conjunto desses dois funde-se ao sítio 3 e finalmente esses três se fundem com o sítio 4.

7- Sítios ecológicos com as respectivas unidades de amostra (conglomerados) obtidos pelo algoritmo
 Método de Variância Mínima com Distância Cord e seis variáveis estandardizadas em uma área na
 FLONA do Tapajós, PA

Sítios ecológicos	Conglomerados (Nº)										
	3	4	5	7	8	10	16	17			
	1	11	12	15	20	22	31	33			
	9	18	19	24	26	29	32	34	35		
	2	6	13	14	21	23	25	27	28	30	36

TABELA 8 estão presentes os valores médios por conglomerado e desvio padrão das variáveis
 estandardizadas para a análise de agrupamento. Um exame dessa Tabela com a representação em
 "box-whisker" onde cada caixa representa 50% dos dados e os limites são os valores máximo e
 mínimo de cada variável (FIGURA 13), demonstrou que os sítios ecológicos apresentam uma clara
 estrutura ainda que a área de estudo esteja dentro da mesma unidade de classificação
 taxonômica proposta por Dubois (QUEIROZ, 1984; CARVALHO, 1992).

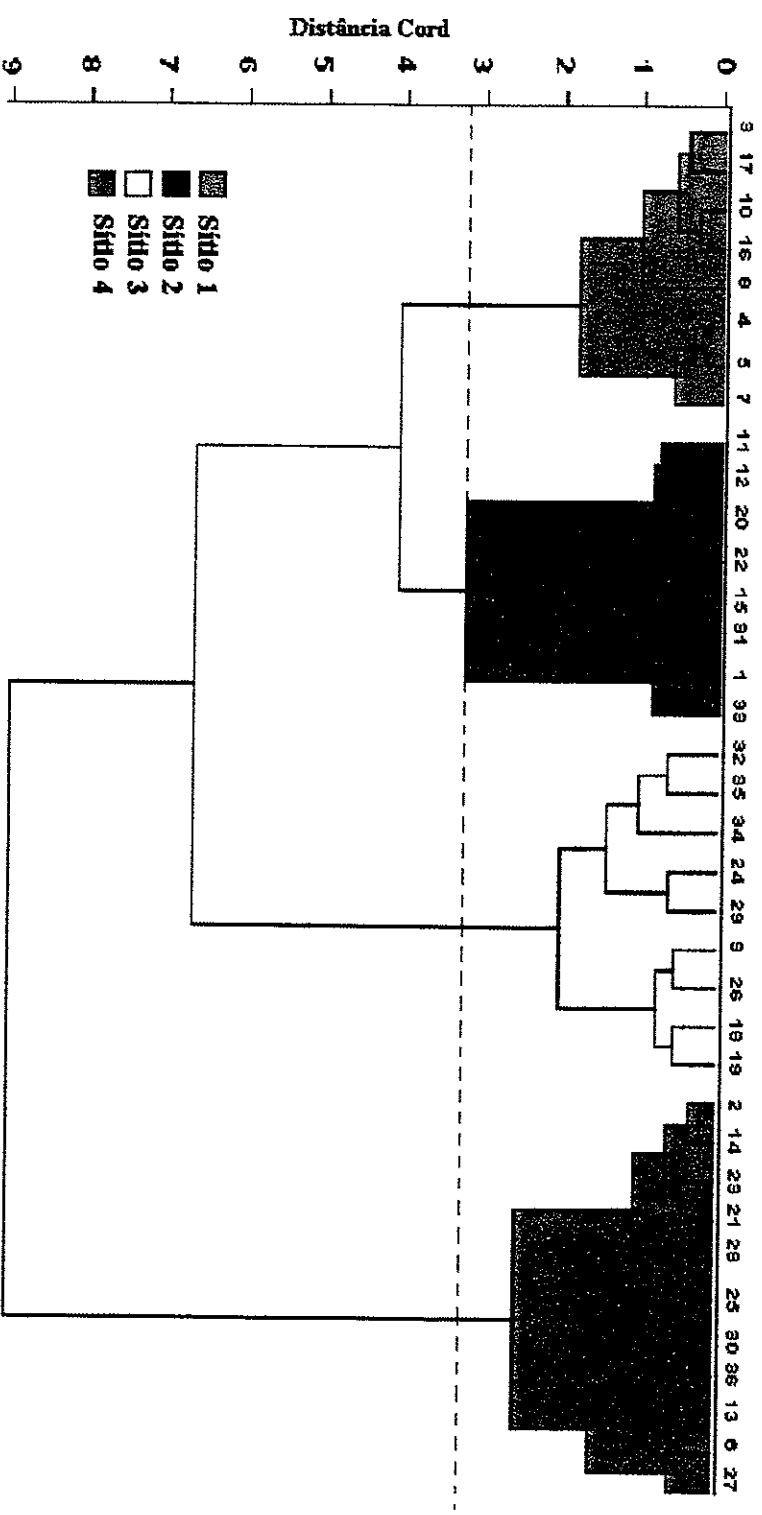
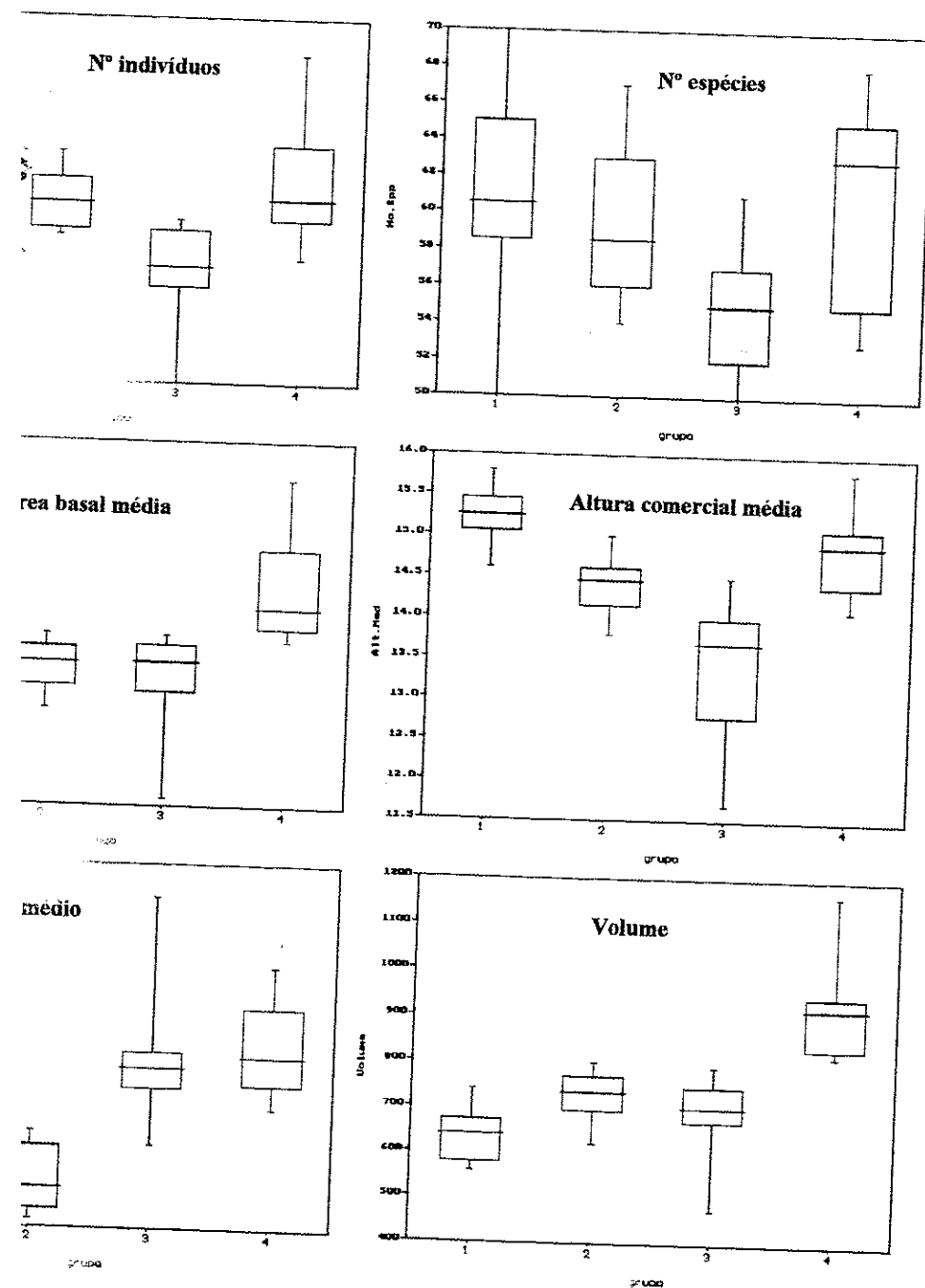


FIGURA 12- Dendrograma de classificação de 36 conglomerados (144 ha) amostrados na FLONA do Tapajós-PA em 4 sítios ecológicos obtidos através da Matriz primária do *Phytolacca eschscholzii* com coeficiente de Distância Cord = 0,5.

$\bar{x}$ e desvio padrão (s) das variáveis Número de indivíduos - N° ind. Número de espécies - N° spp. área basal média - $\bar{G}$ ($m^2/cong.$). Altura comercial média - $\bar{H}$ (m). Diâmetro à Altura comercial média - $\bar{DAP}$ (cm) e Volume - $\bar{Vol}$ ($m^3/cong.$) nos quatro sítios gerados por análise de amostragem em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Nº ind	Nº spp	VARIÁVEIS			
		$\bar{G}$	$\bar{H}$	$\bar{DAP}$	$\bar{Vol}$
180,500	61,000	38,201	15,238	48,650	635,030
20,723	5,976	3,548	0,358	1,010	63,085
228,875	59,500	47,199	14,400	48,200	727,418
14,827	4,660	3,163	0,378	0,899	57,504
191,556	54,778	45,470	13,311	51,178	683,298
31,025	3,457	6,438	0,931	1,818	101,458
236,727	60,909	57,342	14,882	51,500	918,983
27,389	5,147	5,963	0,473	1,071	99,5431

Apresenta características de maior robustez estrutural seguido dos sítios 2, 3 e 1. Através da análise de sobreposição significativa dos sítios. Entretanto essa não é uma característica metodológica, mas significa que a variação estrutural encontrada foi obtida com amostragem homogênea de espécies entre os sítios.



s "box-whisker" das seis variáveis de interesse (N° ind, N° spp, Área Basal média - g, Altura comercial média - m, DAP médio cm, Volume - m³/cong) para os quatro sítios (1, 2, 3 e 4) por análise de agrupamento em uma área na FLONA do s, PA.

ão nas outras variáveis poderia ser interpretada como má caracterização dos sítios e aglomerados nos mesmos. O gráfico da altura média mostra o sítio 1 com maior e apresentou baixos valores para área basal e DAP médio.

Com base na FIGURA 3 onde está estabelecida a distribuição espacial sistemática dos conglomerados realizou-se a pós-estratificação multidimensional pela localização e mapeamento dos sítios ecológicos. Observou-se que mesmo se tratando de uma mesma área, a floresta como um todo é heterogênea estruturalmente, em face do padrão de distribuição em mosaico dos sítios (FIGURA 14).

Em relação à composição florística, encontra-se nos Anexos E, F, G e H a relação das espécies em cada sítio com seus principais parâmetros fitossociológicos. A similaridade florística entre os sítios, calculadas pelos coeficientes de Jaccard e Sørensen está relacionada na TABELA 9. O Sítio 1 apresentou 15 espécies em comum com o Sítio 2, 98 com o Sítio 3 e 107 com o Sítio 4; o Sítio 2 apresentou 99 espécies em comum com o Sítio 3 e 112 com o Sítio 4; o Sítio 3 apresentou 100 espécies em comum com o Sítio 4 e 88 espécies (56%) aparecem nos quatro sítios gerados.

Ambos os coeficientes, também denominados de coeficientes de associação (SNEATH & SOKAL; 1973) apresentaram valores elevados para a similaridade florística no nível específico entre os sítios.

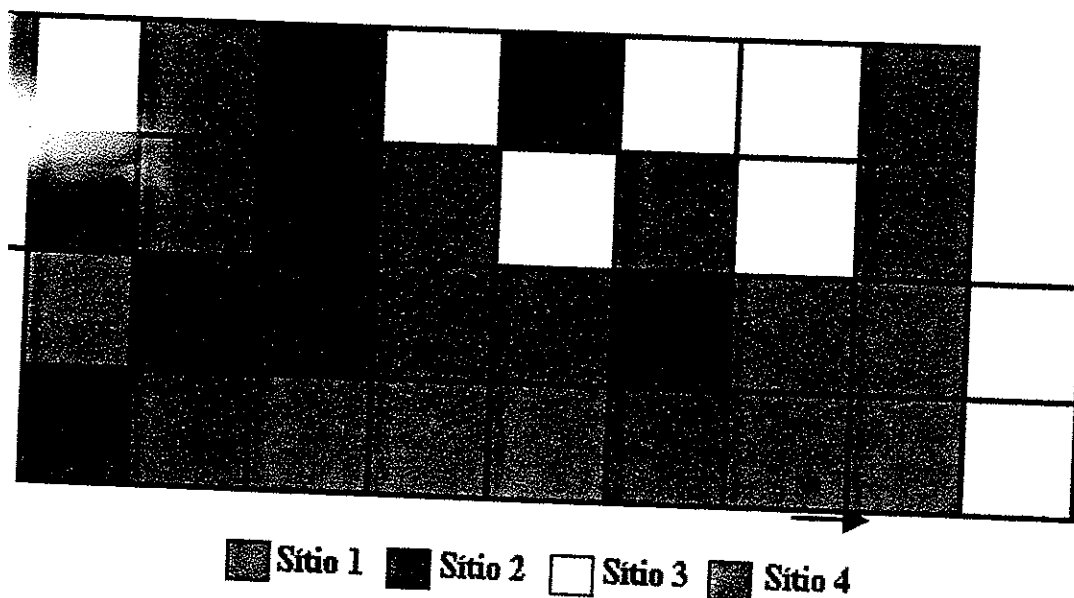
MUELLER-DOMBOIS & ELLEMBERG (1974) estabelecem o limite de 25% para o coeficiente de Jaccard acima do qual as formações comparadas podem ser consideradas similares. Neste estudo a probabilidade obtida pelo coeficiente de Jaccard de sortear aleatoriamente espécies comuns entre dois sítios variou entre 70% (Sítios 2 e 3, e 3 e 4) e 77% (Sítios 2 e 4). Esses valores foram um pouco superiores aos de MACIEL (1998) que encontrou uma similaridade dada pelo índice de Jaccard em torno de 70% entre 3 grupos englobando 51 conglomerados, com área de apenas 1 ha cada, amostrados aleatoriamente na FLONA de Caxiuanã. OLIVEIRA (1997) comparando três ha amostrados em terra firme próximos a Manaus, encontrou similaridade próxima dos 35%, considerada pelo autor muito baixa.

O coeficiente de Sørensen é interpretado de forma análoga ao de Jaccard com a diferença que ele duplica o número de espécies em comum entre as duas formações consideradas. A probabilidade obtida por esse coeficiente variou de 82 a 87%, com as mesmas combinações dos sítios do coeficiente de Jaccard.

Como os valores dos coeficientes foram elevados, o que é consequência do tamanho das unidades de amostra e do diâmetro de inclusão, os sítios apresentam um representativo e esperado número de espécies comuns. É evidente não se encontrar uma grande mudança na β -diversidade com unidades de amostra tão próximas. A variação florística constatada se fundamenta mais nas espécies com número reduzido de indivíduos que se distribuíram entre os sítios bem como nas espécies que foram exclusivas de cada sítio (Anexo I).

Coefficientes de Similaridade de Jaccard (S_{JAC}) e de Sørensen (S_{SOR}) para o nível de espécie entre os quatro sítios gerados por análise de agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Site	S1,S2	S1,S3	S1,S4	S2,S3	S2,S4	S3,S4
1	0,710	0,746	0,743	0,702	0,772	0,699
2	0,831	0,855	0,853	0,825	0,872	0,823



4- Disposição espacial dos quatro sítios (Sítio 1, Sítio 2, Sítio 3 e Sítio 4) gerados por análise de agrupamento na área total de 3.745,44 ha em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

ELA 10 mostra os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') com equabilidade (J') e o índice de Simpson (D) para os quatro sítios. A maior diversidade foi a do sítio 1 que apresentou a melhor uniformidade de distribuição dada pela equabilidade. Em seguida aparecem

se nos resultados apresentados foi estabelecida uma descrição sumária e relativa dos sítios. O sítio 1 com 832,32 ha de área configura-se como um sítio de alta diversidade com poucas espécies comerciais medianas, com uma estrutura de cobertura baixa, distribuídos em uma diversidade de espécies com *Holopyxidium jarana*, *Tachigalia myrmecophila*, Não identificada 1, *Bertholletia excelsa*, *Manilkara huberi* e *Sclerolobium aff. chrysophyllum* sendo as de maior importância.

O sítio 2 com 832,32 ha de área e apresentando-se como o mais homogêneo em função dos menores valores de diversidade. Caracteriza-se como portador de expressivo número de indivíduos com significativa importância dada pelos valores robustos de volume e área basal, ainda que com pequenos valores de diversidade e equabilidade altas, as segundas maiores, com *Erisma uncinatum*,

, *Tachigalia myrmecophila*, *Manilkara huberi*, *Sclerolobium* aff. *chrysophyllum*. *Carapa guianensis* as espécies mais importantes.

A área de 936,36 ha apresentou a menor diversidade entre os quatro sítios, com o menor número de indivíduos de pequenas alturas comerciais médias, as menores deste área basal e volume e ampla variação do DAP médio entre os seus conglomerados.

Platydictyon jarana, *Carapa guianensis*, *Tachigalia myrmecophila*, Não identificada e *Platydictyon* são as espécies mais importantes, com as três primeiras com populações com muitos indivíduos..

A maior área, 1.144,44 ha, é o sítio de maior média dendrométrica. Apresenta o maior número de indivíduos proporcionando os maiores volume, área basal e DAP nos seus sítios. Na variável altura possui um valor médio que não é o maior dos quatro sítios. A área maior, ou penúltima, em função da menor equabilidade calculada. As espécies. *Platydictyon jarana*, *Manilkara huberi*, *Sclerolobium* aff. *chrysophyllum*, *Carapa guianensis*, *Tachigalia myrmecophila*, e *Nectandra mollis* se constituem nas espécies mais importantes

Apresentou as menores similaridades florísticas quando comparado com os outros sítios o menor dos valores dos índices de diversidade. Das 22 espécies que ocorrem em apenas um dos sítios listadas aqui. E ainda, apresentou um alto número de espécies que só ocorrem uma vez.

A diversidade de Shannon-Wiener ($H' = \text{nat. ind}^{-1}$), diversidade máxima (H_{max}), equabilidade (J') e índice de diversidade de Simpson (D) para os quatro sítios gerados por agrupamento (144 ha amostrados) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

H'	J'	D	H' max
4,144	0,819	0,976	4,796
3,935	0,812	0,970	4,844
3,874	0,864	0,965	4,727
3,933	0,808	0,968	4,868

A diversidade obtida entre os sítios 2 e 4 (TABELA 9) pode ser interpretada em função de que os maiores números de espécies o que tende a aumentar o número de espécies em sítios e diversidade e equabilidade foram também muito semelhantes.

Segundo (Pielou, 1988) cita que a similaridade pode ser considerada uma medida inversamente proporcional à diversidade, que é uma medida de variação ou heterogeneidade florística entre diferentes amostras em função espacial ou temporal.

alta similaridade encontrada pode ser então considerada um reflexo da pequena β -diversidade, unidades ecológicas delimitadas pelos sítios apresentam pequena variabilidade florística entre si, como a área amostral de cada conglomerado, 4 ha, é considerada grande e a disposição dos indivíduos se dá em uma extensão também ampla, aliado ao número de espécies amostradas com o critério de inclusão DAP ≥ 30 cm, pode-se considerar satisfatória aquela relação. OLIVEIRA (1997) faz notar que para parcelas de 1 ha localizadas próximas umas das outras em florestas de terra firme com alta diversidade, deve ser aplicado o conceito de β -diversidade com cuidado, pois grande parte da variação é devida a espécies raras congêneras bastante similares e aparentadas. A relação à composição florística da amostra total, quando comparada com a de cada sítio, as diferenças são mais significantes em relação ao Sítio 1.

O Sítio 1 com a maior diversidade e equabilidade calculadas apresentou uma característica importante que foi a ausência de *Erisma uncinatum* entre as oito espécies de maior importância. Essa ausência ocorreu nesse sítio. Como a estrutura amostral cobre uma parte da área da FLONA, ela reflete a seção da heterogeneidade ambiental e parece que o sítio 1 representa uma estrutura natural com seu limite ocidental justamente onde foram estabelecidos os conglomerados. Pelo fato de a ausência de *Erisma uncinatum* ser importante, já que *Holopyxidium jarana*, configurou-se como a espécie mais importante nesse sítio e segunda em todos os outros. Esse sítio também foi o único a apresentar entre as espécies de maior importância *Virola melinonii* (4ª) e *Bertholletia excelsa* (5ª).

Os agrupamentos ecológicos gerados então pela análise de agrupamento utilizando o algoritmo da Distância Cord se mostraram distintos do ponto de vista estrutural com alta similaridade florística entre eles, demonstrando uma pequena variação em suas características. Vale salientar que as OTU's (Operational taxonomic unities) aqui representadas pelos conglomerados apresentam área amostral grande quando comparado com os procedimentos usuais de amostragem em florestas de terra firme na Amazônia.

DISCRIMINANTE

A análise linear discriminante permite testar a integridade dos agrupamentos gerados pela análise de correspondência, as probabilidades de má-classificação e a ordenação dos sítios e conglomerados em eixos de modo que o número de variáveis que expressem a máxima variabilidade da estrutura dos dados.

A condição imposta pela técnica é que as matrizes de covariâncias dos sítios sejam invertíveis e poder utilizar a matriz "pooled", matriz comum a todos os sítios.

de Homogeneidade das matrizes de covariâncias, teste de Box que é uma generalização do teste de Bartlett (MORISSON, 1967), revelou homogeneidade das matrizes, o que torna eficaz o procedimento, pois a melhor combinação entre as variáveis originais será a linear.

A análise Discriminante foi feita com base nos 4 sítios gerados e as seis variáveis, número de indivíduos (nd), número de espécies (N° spp), área basal (G), altura comercial média ($\bar{H}$), diâmetro à altura comercial ($\bar{DAP}$) e Volume por conglomerado (Vol), mensuradas em cada conglomerado.

O procedimento averiguado pela análise linear discriminante em relação aos quatro sítios gerados, a análise de agrupamento foi testar a hipótese nula, H_0 , se a um dado nível de significância, os sítios são iguais em relação aos seus centróides que são os vetores de médias de cada sítio gerado (MORRISON, 1967). Os testes de significância estatística lambda de Wilks - Λ ; traço de Hotelling - T^2 , com respectivas transformações para o teste F, e o teste teta de Roy - θ estão na TABELA 11. Pelos resultados altamente significativos, rejeita-se a hipótese de não serem diferentes, concluindo-se que os quatro sítios são diferentes.

As estatísticas dos testes multivariados lambda de Wilks (Λ), traço de Pillai (P), traço de Hotelling (T^2) e teta de Roy (θ) com respectivas estatísticas univariadas, teste F e nível de significância para quatro sítios gerados por análise de agrupamento em uma área na FLORESTA de LONA do Tapajós, PA.

Sítio	Condicionante	Teste univariado	Signif.
1	g.l. = 18; 76	F = 10,711**	0,000
2	g.l. = 18; 87	F = 9,194**	0,000
3	g.l. = 18; 77	F = 11,479**	0,000
4	S = 3; M = 1; N = 12,5		0,000

Os quatro sítios são estatisticamente diferentes a 1% de significância calculou-se as funções discriminantes com a variabilidade dos dados originais das seis variáveis nos quatro sítios gerados. Assim aqui é também a redução da dimensão original dos dados que é dada por $r = \min(g, p)$ onde g representa o número de sítios e p o de variáveis obteve-se 3 ($g-1$) funções lineares que explicam a variabilidade total (TABELA 12). Assim o conjunto dos dados de seis variáveis é explicado pelas três funções lineares discriminantes, obtidas de cada autovalor e autovetor associado, onde a maior parte da variabilidade é explicada pela primeira função, a segunda maior parte pela segunda função e a terceira pela terceira função.

coeficientes das variáveis originais nas três funções lineares discriminantes produzidas
 16 conglomerados (144 ha) classificados em quatro sítios por análise de
 agrupamento em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Funções Lineares Discriminantes - FLD		
1ª FLD	2ª FLD	3ª FLD
-0,0748	-0,0629	0,2512
-0,1073	0,0429	0,0254
0,3611	0,2403	-0,1197
-0,8852	0,8647	0,6695
-0,2625	-0,4345	0,6873
0,0073	0,0033	-0,0361

iva da probabilidade de classificação correta de cada conglomerado nos sítios feita pela
 discriminante mostrou 100% de acerto de classificação dos conglomerados aos sítios a que

(TABELA 13). O Anexo L apresenta as probabilidades estimadas para cada
 cada sítio. Assim a análise de agrupamento gerando quatro sítios pelo estabelecimento
 em 35% de homogeneidade possibilitou variabilidade entre sítios e homogeneidade intra-
 essa interpretação deve ser feita com cuidado pois ela não implica necessariamente que
 icatório seja o que "melhor" represente a estrutura original da área de mata de terra
 tores podem ser levantados para explicitar esse cuidado. Primeiro, ainda que o
 multidimensional o que diminui a distância conceitual entre a amostra e o ambiente, o
 eis trabalhadas e a falta de variáveis de atributos ambientais dificulta conclusões mais
 imas da realidade. Segundo, a utilização de outro algoritmo de agrupamento produziria
 o apresentado nesse estudo, mesmo que o aqui apresentado seja indicado para estudos
 tal com a estrutura de dados aqui obtida. Testar diferentes algoritmos pode não ser
 e aceitável pois implica em algum grau de manipulação de resultados.

ero de conglomerados e porcentagem de classificação correta obtidos através de análise
 iminante para cada sítio gerado por análise de agrupamento em uma área na FLONA
 apajós, PA.

SÍTIO 1	Nº de conglomerados pós-classificação		
	SÍTIO 2	SÍTIO 3	SÍTIO 4
8 100,00			
	8 100,00		
		9 100,00	
			11 100,00
8	8	9	11

ca-se na TABELA 14 que só o primeiro autovalor, λ_1 , que gera a primeira função linear discriminante, FLD, representa 62,8% da variância total dos dados originais. Com o cálculo da segunda função discriminante, que o autovalor a ela associado, λ_2 , representa 27,30% da variância residual incorporada ao sistema de variáveis discriminantes. Assim, os dois primeiros autovalores contribuem com 90,07% da variância do sistema, confirmado pela significância estatística do qui-quadrado que mostra ainda que a variabilidade restante explicada pelo terceiro autovalor não deve ser ignorada pois é estatisticamente significativa. Assim os sítios podem perfeitamente, e sem perda de informação, ser representados num espaço tridimensional ao invés do hexa-dimensional das variáveis originais. Os escores calculados em cada função discriminantes seguiram uma distribuição normal (Anexo M).

Autovalores (λ), porcentagem simples e acumulada da variabilidade explicada pelos autovalores, estatística de Wilks (Λ), estatística Qui-quadrado (χ^2) do teste de seleção de funções lineares discriminantes para a matriz de variáveis amostradas numa área na FLONA do Tapajós, PA.

	% simples	% acum	Λ	χ^2	g.l.	Signif.
0,053	62,77	62,77	0,174	55,82	8	0,000 **
0,198	27,30	90,07	0,556	36,04	6	0,000 **
0,799	9,93	100,00		18,21	4	0,002 **

A correlação entre as variáveis e as funções lineares discriminante está mostrada na TABELA 15. O AP médio, área basal e volume por conglomerado foram as que apresentaram maiores correlações com a 1ª função discriminante; a variável altura comercial média foi a de maior correlação com a 2ª função discriminante e a variável número de indivíduo apresentou maior coeficiente de correlação com a 3ª função linear discriminante.

Os valores calculados do coeficiente de correlação entre as variáveis e as funções tem-se mostrado gráfica da contribuição de cada variável na estrutura amostral (FIGURA 15).

Quando se considera as 3 FLD's encontra-se uma distribuição contínua dos sítios mostrada na FIGURA 16. Pela análise das FIGURAS 15 e 16 constata-se que de fato não há separação de sítios por má classificação de conglomerados nos sítios gerados.

LA 15 – Coeficiente de correlação momento-produto entre as variáveis originais e as funções lineares discriminantes para a matriz primária de dados de 36 conglomerados (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Variáveis originais	Funções Lineares Discriminantes - FLD		
	1ª FLD	2ª FLD	3ª FLD
Nº ind	0,3698	0,3080	0,8648
Nº spp	-0,1861	0,5192	0,2170
G	0,7225	0,3491	0,5550
H	-0,3818	0,8525	0,1268
DAP	0,7988	0,1185	-0,3758
Vol	0,6273	0,5834	0,4828

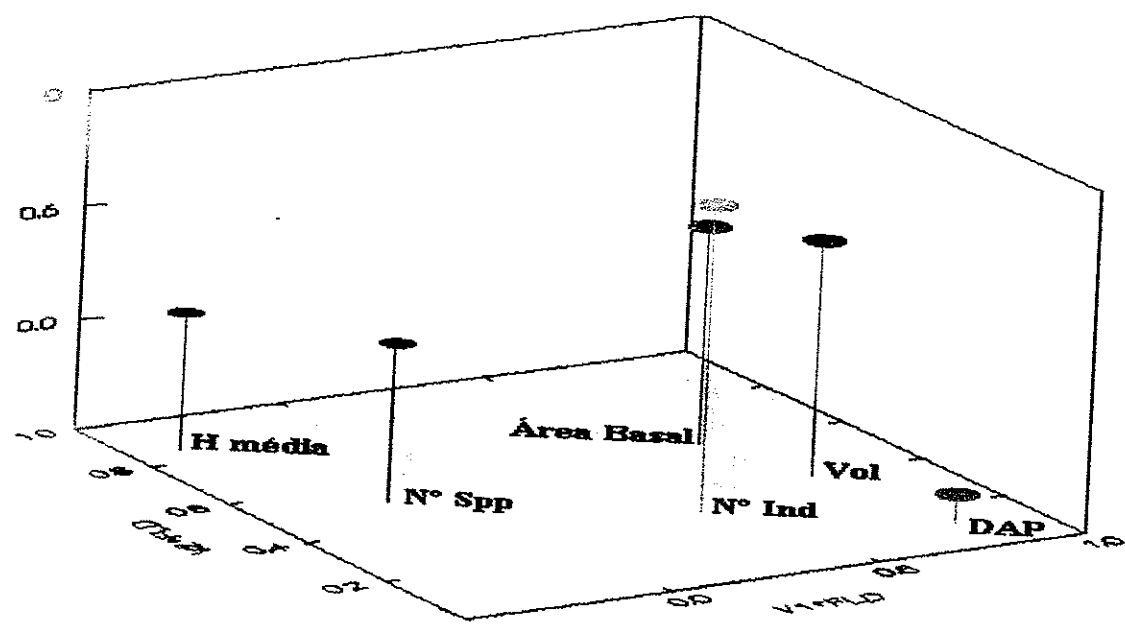


FIGURA 15– Coeficiente de correlação entre cada variável original e as três funções lineares discriminantes calculados para 36 conglomerados amostrados (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Importância da análise discriminante nessa etapa do estudo é a percepção conjunta e simultânea das seis variáveis em uma menor dimensão que permite a inferência sobre interpretações da amostral.

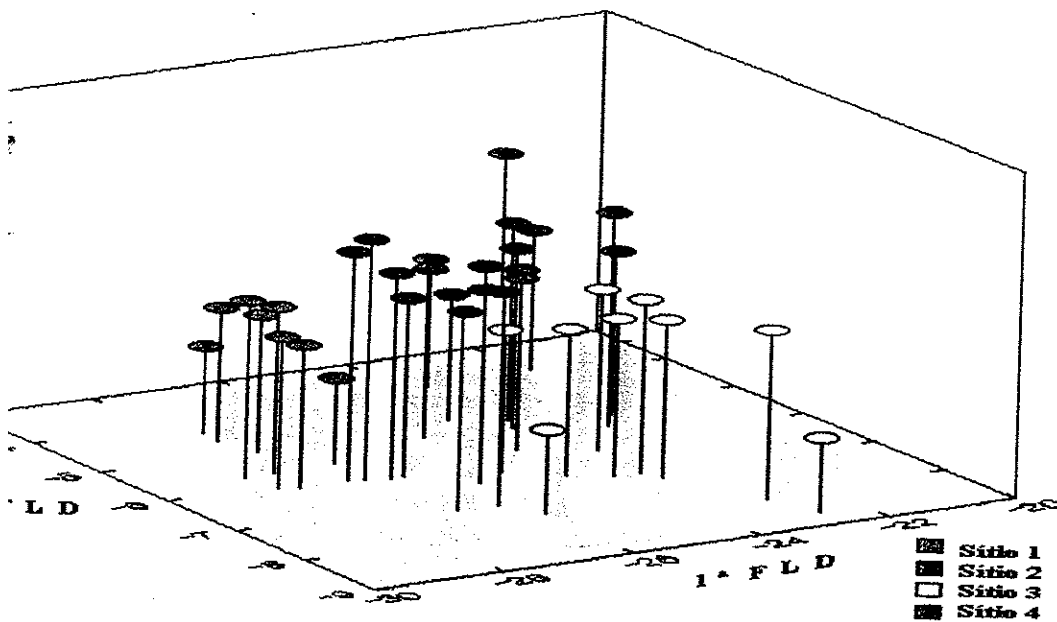


Fig. 1 - Ordenação dos 36 conglomerados nos quatro sítios gerados pela análise de agrupamento, nas três funções lineares discriminantes produzidas pela matriz primária de variáveis, em uma área na FLONA do Tapajós, PA

O primeiro eixo que é a primeira função discriminante representa a estrutura diamétrica, de forma métrica conjuntamente dos conglomerados nos sítios. Esse eixo discrimina os sítios com base em função do seu volume, DAP e área basal. Os sítios mais robustos são o sítio 4 e o sítio 2 com uma maior gradiente de ordenação. O sítio 2 foi bem homogêneo nesses três eixos, apresentando uma nitida separação do sítio 1, o menos robusto, em relação aos outros três sítios. O segundo eixo discrimina os sítios em função da altura comercial média principalmente. O sítio 1 apresenta as maiores alturas comerciais seguido imediatamente pelo sítio 4. O sítio 2 apresenta-se com uma menor gradiente de ordenação nesse eixo, e por fim o sítio 3 apresenta-se com um gradiente grande de ordenação nesse eixo, com a maior parte de seus membros na porção inferior do eixo.

O terceiro eixo do gráfico, que representa a ordenação dos conglomerados em função dos seus membros, a terceira função linear discriminante, caracteriza a abundância da amostragem, pois é a função que apresenta a maior correlação com o mesmo. Aqui o sítio mais abundante é o sítio de nº 4, seguido pelo sítio 2 que mostrou também ser homogênea sua variação nesse eixo. O sítio 3 mostrou, por outro lado, uma grande variação na amplitude de ordenação da amostragem, apresentando as menores abundâncias da amostragem.

Analisando os valores das variáveis nos conglomerados dentro de seus respectivos sítios não foi encontrada superposição, sobretudo para variáveis que mais contribuíram para a discriminação. O que é corroborado pelas altas taxas de probabilidades de classificação correta mostradas no Anexo L.

Poderia ainda representar a estrutura dos dados em um espaço bi-dimensional com a perda de probabilidade de somente 9,9% fornecida pela terceira função linear discriminante. Dessa forma se obtém a distribuição de probabilidade bivariada, para o conjunto de trinta e seis conglomerados como está

na FIGURA 17, onde os escores dos conglomerados nas duas funções discriminantes apresentaram significância estatística para a normalidade (Anexo M). Esse resultado mostra que a análise discriminante realizada foi satisfatória.

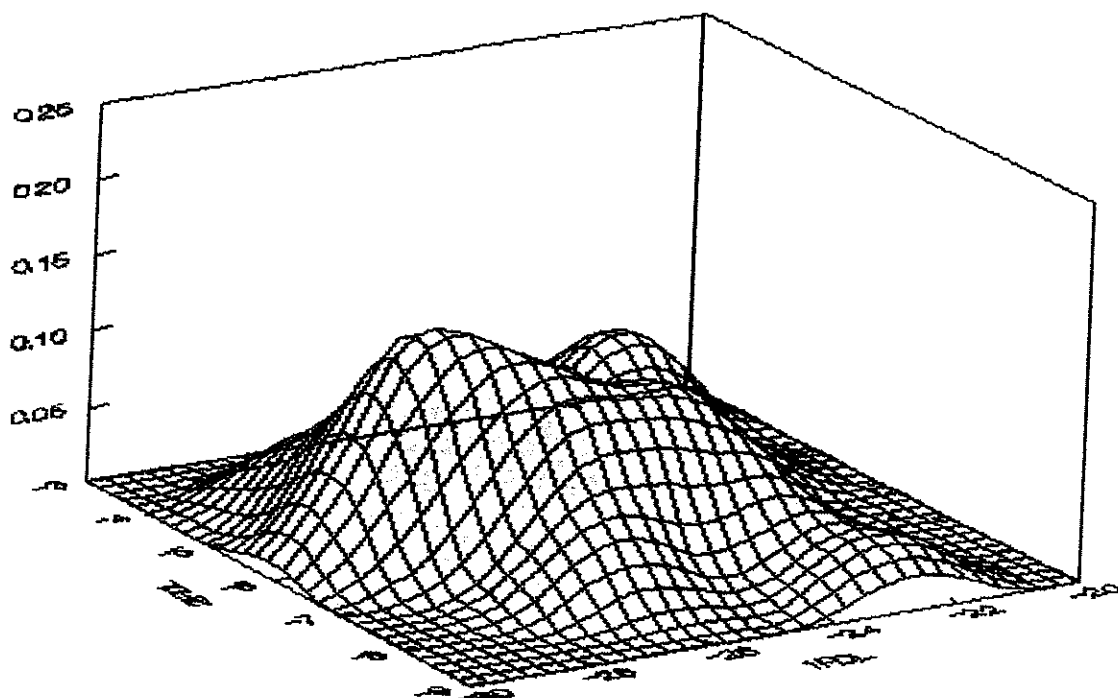


FIGURA 17 – Distribuição de probabilidade bivariada dos escores dos 36 conglomerados (144 ha) nas duas primeiras funções lineares discriminantes com explicação de 91,1% da variabilidade total, em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

De acordo com WILLIAMS (1983) e JAMES & MCCULLOCH(1990) a aplicação da análise discriminante nas formas de análise discriminante preditiva (funções discriminantes) e análise discriminante descritiva (variáveis canônicas) atendeu às exigências matemático-estatísticas de normalidade das matrizes de covariância dos sítios e normalidade dos escores dos conglomerados nas funções discriminantes. O que permite observar que os sítios gerados apresentaram variação florístico-ecológica explicada por três variáveis ortogonais.

5 – CONCLUSÃO

Este estudo ratifica a informação de que a FLONA do Tapajós apresenta uma alta diversidade florística, podendo-se afirmar que ela se insere entre as regiões de elevada diversidade da Amazônia brasileira.

A floresta de terra-firme estudada é caracterizada por sua alta diversidade florística, alta taxa de diversidade e ausência de dominância de uma ou algumas espécies na comunidade.

As espécies *Uncinatum*, *Holopyxidium jarana*, *Tachigalia myrmecophila*, *Manilkara huberi*, *Aff. chrysophyllum*, Não identificada 1, *Carapa guianensis*, *Piptadenia suaveolens*, *Virola crotandra mollis*, *Bertholletia excelsa* e *Hymenaea courbaril* foram as espécies mais abundantes em quase metade do IVI e metade dos indivíduos. A Dominância relativa foi o parâmetro utilizado para tomar essas espécies como características da área.

A família Caesalpiniaceae foi a mais importante e a de maior riqueza florística e abundância para a área, indicando estar a área em um estágio avançado de sucessão ecológica.

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener e Simpson, são bons estimadores da α -diversidade, desde que as espécies raras e espécies com um indivíduo tenham sua contribuição subestimada. Entretanto, os índices amostrados com unidades maiores que 1 ha seus valores aumentam no início para logo diminuírem com o aumento da área amostral pois a inclusão de novas espécies tende a ser menor. Portanto, análises ecológicas desses índices devem ser realizadas com cautela para grandes comunidades.

A falta de metodologias padronizadas de investigação florestal concernentes à diversidade cria dificuldades na comparação entre os diferentes estudos realizados na Amazônia, assim como é difícil o estabelecimento de uma interpretação ecológica da escala numérica dos índices de diversidade usuais para a conservação.

Uma análise de diversidade seja embasada em poucos aspectos e de forma reducionista, não é recomendável, pois, com base nas informações disponíveis e no "estado da arte" da matéria, ela não constitui um subsídio para programas de preservação e conservação dos ecossistemas amazônicos. O complexo incremento de informações para criação de um modelo de diversidade pode comprometer o uso do próprio modelo, pela restrição da área de ocorrência da floresta.

O presente estudo demonstra a importância de se ter uma abordagem minuciosa de um trabalho de tal natureza para fins de conhecimento de unidades homogêneas do ponto de vista ecológico, visando ações futuras de manejo e conservação.

o mais complexas forem as informações obtidas no estudo, menor será a probabilidade de dados pois aumentará a quantidade de apreensão das inter-relações existentes entre as comunidades florestais.

A análise multivariada aqui implementada pela Análise de Agrupamento e Análise Discriminante por correspondência por conglomerados se constitui numa ferramenta importante, senão indispensável, de classificação e discriminação de unidades amostrais para fins de manejo florestal e

aplicação das técnicas de Análise de Agrupamento realizada pelo Método da Variância Mínima Quadrática da Distância Cord, para a matriz primária de variáveis estandardizadas: número de espécies, área basal, DAP médio, altura comercial média e volume para cada sítio. Isso gerou quatro sítios distintos, sobretudo nas variáveis DAP médio, área basal e altura comercial. Assim foi obtida uma pós-estratificação da área que evidenciou uma variação florística e

onde os sítios apresentaram similaridade florística elevada, o que era de se esperar visto que a metodologia é sistemática com unidades contíguas. Entretanto a variação foi notada pelo grande número de espécies que ocorreram exclusivamente em um dos sítios e também pelas espécies com pequena ocorrência em cada sítio. A diversidade estimada pelo índice de Shannon-Wiener foi diferente em cada sítio, o que indica que a dimensão dendrométrica se relaciona negativamente com a diversidade.

A análise discriminante mostrou estatisticamente, com 99% de probabilidade, que os sítios de agrupamento possuem alta homogeneidade interna e máxima heterogeneidade entre sítios, o que indica a boa aplicabilidade de tais técnicas em caracterizar comunidades florestais para fins de manejo de recursos naturais.

A análise da dimensão dos dados mostrou que os quatro sítios gerados por meio das seis variáveis podem ser representados em apenas três eixos variáveis canônicas representando a área basal, altura comercial e abundância respectivamente, sem perda nenhuma de informação, ou em um espaço bidimensional com explicação de 90,07 da variância total, permitindo estabelecer que as comunidades geradas possuem significado estrutural e que ordenam os conglomerados com base nessa

aplicação de tais técnicas pode ser melhor aproveitada na Ciência Florestal com a inclusão de variáveis que representam o ambiente físico que permitem fazer a análise florístico-estrutural ao longo de anos, estabelecendo dessa forma resultados mais verossímeis e de maior significado para as comunidades florestais.

ABSTRACT

Research proposes an approach of the structure, floristic and diversity in a neotropical rainforest by multivariate analysis. The data bank was collected at the Tapajós National Forest, Pará State. Sampling was based on 36 conglomerates units plotted systematically with 4 ha each (144 sampled trees with DBH ≥ 30 cm, for a total area of 3,745.44 ha. The structure was assessed by sociological variables and importance value index, the diversity by Shannon-Wiener and Simpson indices with evenness respectively. The multivariate statistical analysis was effected by Clustering with Minimal Variance Algorithm and Cord Distance to variables: number of individuals, number of species, basal area, average commercial height, average DBH and volume in each conglomerate unit, and by Discriminant Analysis to test correct classification probability, the power of discriminant variables in each function and to decrease original dimension of data. It was obtained four sites with internally homogenous characteristics and maximal distinction between itself on the six axes. The total area and the four sites show high floristic diversity, low dominance concentration and evenness. The floristic similarity between the conglomerates and the sites was high. *Caesalpinaceae* more diverse and abundant family, and *Erismia uncinatum*, *Holopyxidium jarana*, and *Tachigalia thymophila* are the more important species. With reduction of original dimension from data, the four sites are plotted either in a three-dimensional euclidean space without loss information, or bi-dimensionally 99.07% of explained variability. The variables that more contributed to classification and discrimination on the four sites was average DBH, basal area, average commercial height and volume. The application of multivariate analysis proceedings in Forest Science let at the knowledge and characterization of floristic-structural standards on the community.

Keywords: forest ecology, diversity, floristic, multivariate analysis, Tapajós.

BIBLIOGRAFIA

- ABSY, M. L., PRANCE, G. T. & BARBOSA, E. M. Inventário florístico de floresta natural na área da estrada Cuiabá-Porto Velho (BR-364). Acta Amaz., 16/17(único): 85-121. 1986/1987.
- ALMEIDA, S. S.; LISBOA, P. L. B. & SILVA, A. S. L. Diversidade florística de uma comunidade arbórea na estação científica "Ferreira Pena", em Caxiuanã (Pará). Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi - Bot. 9 (1): 93-128. 1993.
- ANDENBERG, R. M. Cluster analysis for applications. Academic Press. London. 361p. 1973.
- BERMEIER, P. L. & WINSTON, M. R. Local vs regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. Ecology, 79(3):911-927. 1998.
- BARROS, A. V. de. Análise estrutural de uma floresta úmida situada planalto de Curuá-Una, Pará. Belém - PA. FCAP. 119p. 1996. (Dissertação de Mestrado).
- BARROS, P. L. C. de. Estudos das distribuições diamétricas da Floresta do Planalto do Tapajós-Pará. Curitiba. Setor de Ciências Agrárias- UFPR., 123pp. 1980. (Dissertação de Mestrado).
- BARROS, P. L. C. de. Estudo fitossociológico de uma floresta tropical úmida no planalto de Curuá-Una, Amazônia brasileira. Curitiba. Setor de Ciências Agrárias- UFPR., 147pp. 1986. (Tese de Doutorado).
- BASSAB, W de O., MIAZAKI, E. S. & ANDRADE, D. F. Introdução à análise de agrupamentos. ABE. São Paulo-SP. 101p. 1990.
- BASTOS, A. M. As matas de Santa Maria da Vila Nova. Anuário Brasileiro de Economia Florestal. Ministério da Agricultura. Serviço Florestal, Setor de Inventários Florestais. 1: 281-288. 1948.
- BAZZAR, F. A. Plant species diversity in old field successional ecosystems in southern Illinois. Ecology, 70(3): 538-541. 1989.
- BLACK, G. A., DOBZHANSKY, T. H. & PAVAN, C. Some attempts to estimate species diversity and population density of trees in Amazonian forest. Bot. Gaz. 111(4):413-425. 1950.
- BOCKOR, I. Aplicacion de un método de clasificación numerica para diferenciar tipos de bosque. Rev. Forest. Venez., 28: 23-37. 1978.
- BROWER, J. E. & ZAR, J. H. Field and laboratory Methods for General Ecology. Wm c. Brown Company, Dubuque. 194p. 1977.
- CAIN, S. A., CASTRO, G. M. O., PIRES, J. M. & SILVA, N. L. Application of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. Amer J. Bot., 43: 911-941. 1956.
- CALEY, M. J. & SCHLUTER, D. The relationship between local and regional diversity. Ecology, 78(1):70-80. 1997.
- CALEY, M. J. & SCHLUTER, D. The relationship between local and regional diversity: reply. Ecology, 79(5): 1827-1829. 1998.

- CAMARGO, J. A. On measuring species evenness and other associated parameters of community structure. Oikos, 74(3): 539-543. 1995.
- CARVALHO, J. O. P. de. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará. Curitiba, UFPR: 128 p. 1982. (Dissertação de Mestrado).
- CARVALHO, J. O. P. de. Structure and dynamics of a logged over Brazilian rain forest. Oxford University. Oxford, UK.. 215p. 1992. (Thesis Ph. D.)
- CARVALHO, J. O. P. de, FERREIRA, M. C. & ARAÚJO, S. M. Análise estrutural de uma floresta densa no km 69 da Rodovia Santarém-Cuiabá: composição florística. Resumos Congresso Florestal Brasileiro, Olinda, PE. 1986.
- CLARK, D. A. & CLARK, D. B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. Ecol. Monogr., 62(3): 315-344. 1992.
- CLARK, D. A. & CLARK, D. B. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Connel model. Am Nat., 124(6): 769-788. 1984.
- CONNEL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: BOER, P. J. D. (ed.), GRADWELL, G. R. (ed.). Dynamics of population. Wageningen, Centre for Agricultural Publishing and Documentation. p 298-312. 1971.
- CONNEL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science, 199: 1302-1310. 1978.
- CRESSWELL, J. E., VIDAL-MARTINEZ, V. M. & CRICHTON, N. J. The investigation of saturation in the species richness of communities: some comments on methodology. Oikos, 72(2): 301-304. 1995.
- DAVIS, T. A. W. & RICHARDS, P. W. The vegetation of Moraballi Creek, British Guiana: an ecological study of a limited area of tropical rain forest I. J.Ecol 21(2): 350-384. 1934.
- DENICH, M. Composição florística de capoeiras baixas no município de Igarapé-Açu, no estado do Pará. Belém: EMBRAPA-CPATU. Documentos, 39 16p. 1986.
- DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. Biotropica (supl.): 47-55. 1980.
- DIAL, R. & ROUGHGARDEN, J. Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. Ecology, 79(4): 1412-1424. 1998.
- DIAMOND, J. Factors controlling species diversity: over-view and synthesis. Ann. Miss. Bot. Gard., 75:117-129. 1988.
- d'OLIVEIRA, M. V. N. Composição florística e potenciais madeireiro e extrativista em uma área de floresta no Estado do Acre. Rio Branco. EMBRAPA-CPAF. Boletim de Pesquisa, 9. 42p. 1994.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monog., 67(3): 345-366. 1997.
- DUIVENVOORDEN, J. F. Patterns of tree species richness in rain forest of the Middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. Biotropica, 28(2): 142-158. 1996.

- K. J., LINDSAY, R. B., SWANK, W. T. & HAINES, B. R. Successional changes in plant species diversity and composition after clearcutting a Southern Appalachian watershed. For. Ecol. Manage., 92: 67-85. 1997.
- ON, O. The species pool hypothesis and plant community diversity. Oikos, 68:371-374. 1993.
- LAGENDOEN, D. & GENTRY, A. H. The structure and diversity of rain forest at Bajo Clima, region, Western Colombia. Biotropica, 23(1): 2-11. 1991.
- , A. P. & CURRIE, D. J. Global patterns tree species richness in moist forests: another look. 81(3): 598-602. 1998.
- H. G. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge Univ. Press. Cambridge. 298p.
- A. H. An overview of neotropical phytogeographic patterns with emphasis on Amazonia. 1º Simpósio Trópico Úmido. Belém, EMBRAPA-CPATU. Documentos. 36(2): 19-35. 1986.
- . Tree species richness of upper Amazonian forests. Proc. Nat. Acad. Sci. USA. 85: 156-158.
- A. H. Four neotropical Rainforests. Yale University Press. New Haven. 1990.
- A. H. Tropical forest diversity: distributional patterns and their conservation significance. 3(1): 19-28. 1992.
- A. H. & DODSON, C. Contribution of Nontrees to species richness of a Tropical rain forest. Ecology, 68(2): 149-156. 1987.
- H. F. B. & HARRISON, C. H. Methods in Plant Ecology III. Description and analysis of communities. Blackwell, Oxford. 155pp. 1976.
- P. C. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. São Carlos, IB/USP. 143P. 1992. (Dissertação de Mestrado).
- F. M. Phytosociologie. Masson et Cie, Paris. 227 pp. 1973.
- & OKALI, D. U. U. A structural and floristics analysis of woody fallow vegetation near Lagos, Nigeria. J. Ecol., 67: 321-346. 1979.
- D. & BASTOS, A. M. Inventários Florestais na Amazônia. Relatório FAO nº 2159. 1963.
- SANTOS FILHO, P., SHIMABUKURO, Y. E., LEE, D. C. L. SANTOS FILHO, C. P. dos & OKALI, D. U. U. Relatório final do projeto de inventário florestal na Floresta Nacional do IPE, São José dos Campos. 126pp. 1993.
- B. W. & S. L. Gradient models, gradient analysis, and hierarchical structure in plant communities. Oikos, 78(1): 23-30. 1997.
- . Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. Science, 263: 1299-1302.

& FOSTER, R. B. Biology, chance and history and structure of tropical rain forest tree communities. In: DIAMOND, J (ed.) & CASE, T. J. (ed.). Community ecology. Harper & Row, New York, 1986a.

& FOSTER, R. B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical conservation. In SOULÉ, M. (ed.). Conservation Biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland, Massachusetts. p 205-231. 1986b.

& FOSTER, R. B. The fate of juvenile trees in a neotropical forest: implications for the maintenance of tropical tree diversity. In: BAWA, K. S (ed.). & HADLEY, M (ed.). Ecology of tropical plants. Man and the biosphere Series. V.7. UNESCO/IUBS Paris and Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 325-349. 1990.

C. J., WILLIAMS, P. H. & VANE-WRIGHT, R. I. Measuring biodiversity value for conservation. Annu. Rev. Ecol. Syst., 26: 93-111. 1995.

. A general hypothesis of species diversity. Am. Nat., 113: 81-101. 1979.

. Biological diversity: the coexistence of species in changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, England. 1994.

& McCULLOCH, C. E. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box. Annu. Rev. Ecol. Syst., 21: 129-166. 1990.

Herbivores and the number of tree species in tropical forests. Am. Nat., 104: 501-528.

5. Índice de expansão florística na floresta equatorial de terra firme. Acta Amaz., 18(3/4): 313-318.

5. Comportamento da regeneração natural de espécies arbóreas em diferentes intensidades de perturbação, na região de Manaus-AM. UFV: Viçosa. 169p. 1995. (Tese de Mestrado)

5 & HOSOKAWA, R. T. Estrutura da floresta equatorial úmida da Estação Experimental Barro Colorado do INPA. Acta Amaz., 16/17 (único): 411-508. 1986.

A. & WICHERN, D. W. Applied multivariate statistical analysis. Prentice-Hall. New York. 1992.

H. (ed.), TER BRAAK, C. J. F. (ed.) & van TONGEREN, O F. R. (ed.). Data analysis in landscape ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 299p. 1995.

5 & GANDARA, F.B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicações para o manejo florestal. In: Simpósio sobre ecossistemas da costa brasileira, 3. São Paulo. Anais.... São Paulo. 1993.

A phytosociological analysis of species – rich tropical forest on Barro Colorado island, Panama. Monogr. 45: 259-284. 1975.

O. Note on biological diversity, evenness, and homogeneity measures. Oikos, 62(1): 127-

1. Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – e métodos de aproveitamento sustentado. Eschborn. GTZ. 343pp. 1990.

istics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. 5-13. 1996.

ZUURING, H. R. & COBLE, D. W. A method for quantifying vertical forest structure. Manage., 104: 157-170. 1998.

RICKLEFS, R. E. Global patterns of tree species richness in moist forest: energy- does not account for variation in species richness. Oikos, 67(2): 325-333. 1993.

establishing homogeneity in studies of forest succession. For. Ecol. and Manage., 4: 161-

E., BLUST, G de, GRASHOF, C., FIRBANK, L., HONNAY, O , HERMY, M., & JENSEN, L. M. Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. For age, 106: 235-245. 1998.

RYDIN, H. On estimating the species-area relationship: commenting Loehle. Oikos, 1990.

, N. L. Estrutura genética e fenologia de espécies raras de *Couratari* spp. na Amazônia Central. Piracicaba, USP/ESALQ. 147p. 1996. (Dissertação de

SANTOS, P. Pesquisas bibliográficas polo XI – Tapajós. Serviço Nacional de e Conservação do Solo. EMBRAPA. 1976.

er statistical treatment of species-area data. Oikos, 57(1): 143-145. 1990.

U., CARVALHO, J. O. P. de, SILVA, J. N. M. & COUTINHO, S. de C. Composição na floresta secundária com três anos após corte raso da floresta primária. Belém: PATU, Documentos 100 25p. 1989.

1. Levantamento da cobertura vegetal e estudo fitossociológico da Floresta Nacional de Belém –PA. FCAP. 118p. 1998. (Dissertação de Mestrado)

LISBOA, P. L. B. Estudo florístico de 1 hectare de mata de terra firme no Km 15 da nte Médice – Costa Marques (RO-429), Rondônia. Bol. Mus. Paraense Emilio Goeldi 37. 1989.

E. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey.

Multivariate statistical methods: a primer. Chapman and Hall Ltd. New York. 159p.

- GALEF, R. Ecologia. Ed. Omega. Barcelona,. 1980.
- TEUCCI, S. D. & COLMA, A. Metodologia para el estudio de la vegetacion. Secretaria General de Organizacion de los Estados Americanos, Washington, D.C. Editora: Eva Chesneau, 168 p. 1982.
- TS, J. K., RICE, J., ANDERSON, B. W. & OHMART, R. D. Nonlinear relationships between
ds and vegetation. Ecology, 64(5): 1022-1077. 1983.
- LLATO, P. L. C. & ROSA, N. A. caracterização de alguns tipos vegetação na região amazônica,
ra dos Carajás, Pará, Brasil. Revta. Brasil. Bot., 14: 1-14. 1991.
- ISON, D. F. Multivariate stattiscal methods. New York, Mc Graw Hill, 415 p. 1967.
- LER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. New York,
n Wiley. 545pp. 1974.
- E, H & NORTON, T. W. Biological inventory for conservation evaluation IV. Composition,
tribution, and spatial prediction of vegetation assemblages in southern Australia. For. Ecol. and
106: 259-281. 1998.
- ELSON, S. A., BREISCH, A. R. & SCOTT, J. T. Structure and sucession in the tree stratum at
e George, New York. Ecology, 60(6): 1240-1254. 1979.
- E. P. Ecologia. Interciência, São Paulo. 1986.
- RA, A. A. Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra
de Manaus, Amazonas. Instituto de Biociências-USP, São Paulo. 155p. 1997. (Tese de
orado).
- L. Multivariate analysis in vegetational research. DR. W. junk B. V. 451p. 1978.
- z, M. V. & van der MAAREL, E. Variance in species richness, species association, and niche
tion. Oikos, 73(2): 203-213. 1995.
- , M., ZOBEL, M., ZOBEL, K. & van der MAAREL, E. The species pool and its relation to
s richness: evidence from Estonian plant communities. Oikos, 75(1): 117-117. 1996.
- J. P. & PELLISSIER, R. Structure and floristic composition of a tropical evergreen forest in
west India. J. Trop. Ecol. 12: 191-213. 1996.
- J., DOWNING, A. & ERICKSON, H. E. Species-area curves and diversity productivity
nships meadows of Voiageurs National Park, Minnesota, USA: Oikos, 77(3): 399-406. 1996.
- E. C. Ecological diversity. John Wiley & Sons, New York. 165p. 1975.
- E. C. Mathematical ecology. John Wiley & Sons, New York. 385p. 1980.
- E. C. The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination. Wiley-
ience ,. New York. 1984.

- ES, J. M., DOBZHANSKY, T. H. & BLACK, G. A. An estimate of the number of trees in a
Amazonian forest community. Bot Gaz., 114(4): 467-477. 1953.
- ES, J. M. & PRANCE, G. T. The Amazon forest: a natural heritage to be preserved. In: G. T.
PRANCE & T. S. ELIAS (eds.), Extinction is Forever. New York Botanical Garden. New York. 1977.
- ES-O'BRIEN, M. J. & O'BRIEN, C.M. Ecologia e modelamento de florestas tropicais. Belém,
FCAP/SDI. 400p. 1995.
- LOCK, M. M., NAIMAN, R. J. & HANLEY, T.A. Plant species richness in riparian wetlands- a test
of diversity theory. Ecology. 79(1): 94-105. 1998.
- LE, R. W. An Introduction to Quantitative Ecology. New York, Mc Graw Hill, 532 p., 1974.
- STON, F. W. The canonical distribution of commonness and rarity. Ecology, 43:185-215. 1962.
- ROZ, W. T. de. Efeitos da variação estrutural em unidades amostrais na aplicação de processos de
amostragem em conglomerados nas Florestas do Planalto do Tapajós. Curitiba - PR, UFPR. 109 pp.
1977. (Dissertação de Mestrado).
- ROZ, W. T. de. O uso de análise multivariada nos inventários florestais. II Simpósio sobre
inventário florestal. Piracicaba - SP. Anais ... 127p. 103-107. 1984a.
- ROZ, W. T. de. Análise de fatores (" Factor Analysis") pelo método da máxima verossimilhança:
aplicação ao estudo da estrutura de florestas tropicais. Piracicaba-SP. ESALQ/USP. 112p. 1984b.
(tese de Doutorado).
- ROZ, W. T de (Coord.). Inventário florestal de 1.800,2 ha da Floresta Nacional de Saracá-Tacuera,
município de Oriximiná - Pará. Belém: Mineração Rio do Norte/ FCAP. 212p. 1991a.
- ROZ, W. T de (Coord.). Inventário florestal de 456,75 ha da Floresta Nacional de Saracá-Tacuera,
município de Oriximiná - Pará. Belém: Mineração Rio do Norte/ FCAP. 196p. 1991b.
- ROZ, W. T de (Coord.). Censo florestal de 1.100 ha da Floresta Nacional do Tapajós - Pará. Belém:
IBAMA/ FCAP. 198p. 1992.
- ROZ, W. T de (Coord.) & BARROS, A V de. (Coord.). Inventário florestal de 3.097 ha da Floresta
Nacional de Saracá-Tacuera, município de Oriximiná - Pará. Belém: Mineração Rio do Norte/ FCAP.
1998.
- ROZ, W. T de (Coord.) & SILVA, E. P. Censo florestal de uma área de 293,2 ha da Floresta
Nacional de Caxiuanã - Pará. Belém: IBAMA/ FCAP. 198p. 1992.
- ROZ, W. T de (Coord.) & SILVA, E. P. Censo florestal de uma área de 1.000 ha e estudo do estoque
de carbono da Floresta Nacional de Caxiuanã - Pará. Belém: IBAMA/ FCAP. 198p. 1993.
- BRASIL. Folha S/A 21-Santarém. Rio de Janeiro, Departamento Nacional de Produção Mineral
(Levantamento de Recursos Naturais). 1976.

- RANKIN-DE-MERONA, J. M., PRANCE, G. T., HUTCHINGS, R. W., SILVA, M. F., RODRIGUES, W. A. & UEHLING, M. E. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the central Amazon. Acta Amazon., 22(4): 493-534. 1992.
- RETTIE, W. J., SHEARD, J. W. & MESSIER, F. Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: relating wildlife habitat to forest cover data. For. Ecol. and Manage., 93: 245-260. 1997.
- RHODE, K. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. Oikos, 65(3): 514-527. 1992.
- REY, B. Tree populations in natural tropical rain forest. Bois et Forêts des Tropiques, 236(2): 43-55.
- ROSS, M. S., O'BRIEN, J.J. & FLYNN, L. J. Ecological site classification of Florida keys terrestrial habitats. Biotropica, 24(4): 488-502. 1992.
- WAGERS, C. & LYON, J. Gradient analysis in a riparian landscape: contrasts among forest layers. For. Ecol. and Manage., 96: 13-26. 1996.
- LOMÃO, R. P. Uso de parcela permanente para estudo da vegetação da floresta tropical úmida.I. Marabá, Pará. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi - Bot., 7 (2): 543-604. 1991
- LOMÃO, R. P. & LISBOA, P. L. B. Análise ecológica das vegetação de uma floresta pluvial tropical de terra firme, Rondônia. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi - Bot., 4 (2): 195-233. 1988.
- LOMÃO, R. P., SILVA, M. F. F. & ROSA, N. A. Inventário ecológico em floresta pluvial tropical de terra firme, Serra Norte, Carajás, Pará. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi - Bot., 4(1): 1-46. 1988.
- WIL, D. Species richness, tropical forest dynamics and sampling: questioning cause and effect. Oikos, 76(3): 587-590. 1996.
- SHEPHERD, G. FITOPAC 1 Modelagem multivariada e Métodos fitossociológicos. Campinas, UNICAMP. 1994.
- WILSON, A. & WILSON, M.V. Biological determinants of species diversity. J. Biogeog., 12: 1-20. 1985.
- ALVES, A. F. da & SHEPHERD, G. J. Comparações florísticas entre algumas matas brasileiras utilizando análise de agrupamento. Revta. Brasil. Bot., 9: 81-86. 1986.
- ALVES, A. S. L., LISBOA, P. L. B. & MACIEL, U. N. Diversidade florística e estrutura em floresta densa da bacia do Rio Juruá. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi - Bot., 8(2): 203-258. 1992.
- ALVES, J. N. M. Eficiência de diferentes tamanhos e formas de unidades de amostra aplicados em inventário florestal na região do Baixo Tapajós. Curitiba, UFPR. 82 pp. 1980. (Dissertação de Mestrado).
- ALVES, J. N. M. The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging. Oxford University. Oxford, UK.. 215p. 1989. (Thesis Ph. D.)

- ILVA, M. F. F. & ROSA, N. A. Análise do estrato arbóreo da vegetação sobre jazidas de cobre na Serra dos Carajás – PA. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi – Bot., 5(2): 175-205. 1989.
- ILVA, M. F. F., ROSA, N. A. & OLIVEIRA, J. Estudo botânico na área do projeto ferro carajás. 3. Aspectos florísticos da mata do aeroporto da Serra Norte – PA. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi – Bot., 2(2): 169-187. 1986.
- LVA, M. F. F., ROSA, N. A. & OLIVEIRA, J. Estudo botânico na área do projeto ferro carajás. 3. Aspectos florísticos da mata do Rio Gelado, Pará. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi – Bot., 3(1): 1-20. 1987.
- MBERLOFF, D. & GOTELLI, N. Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. Biol. Conserv., 29: 27-46. 1984.
- ITH, B. & WILSON, J. B. A consumers guide to evenness indices. Oikos, 76(1): 70-82. 1996.
- EATH, P. H. A & SOKAL, R. R. Numerical taxonomy – the principles and practice of numerical classification. W. H. FREEMAN & Co. San Francisco. 573p. 1973.
- EVENS, G. C. The latitudinal gradient in geographical range: How so many species coexist in the tropics. Am. Nat., 133(2): 240-256. 1989.
- UZA, A. L. de. Análise multivariada para manejo de florestas naturais: alternativas de produção sustentada de madeiras para serraria. Curitiba-PR. UFPR. 254p. 1989. (Tese de Doutorado).
- DAM – Superintendência para o desenvolvimento da Amazônia.. Levantamentos florestais realizados pela missão FAO na Amazônia. Belém. v2. 1974.
- FLOR, D. R., AARSEN, L. W. & LOEHLE, C. On the relation between r/k selection and environmental carrying capacity: a new habitat template for plant life history strategies. Oikos, 58(2): 239-250. 1990.
- BORGH, J., FOSTER, R. B. & PERCY NUÑEZ, V. Tropical tree communities: a test of the nonequilibrium hypothesis. Ecology, 77(2): 561-567. 1996.
- BRAAK, C. F. J. Ordination. In: JONGMAN, R. H.(ed.), ter BRAAK, C. J. F.(ed.). & van ONGEREN, O F. R.(ed.). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 299p. 1995.
- , C. & MURPHY, P. G. Composition, structure and regeneration of tierra firme in the Amazon basin of Venezuela. Tropic. Ecol., 22(2): 219-237. 1981.
- ENCIA, R., BALSLEV, H. & PAZ Y MINO, G. C. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. Biodiv. Conserv., 3: 21-28. 1994.
- ONGEREN, O F. R. Cluster analysis. In JONGMAN, R. H.(ed.), TER BRAAK, C. J. F.(ed.). & van ONGEREN, O F. R.(ed.). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 299p. 1995.
- LA, I. C. G. Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. Scotland. University ofirling. 205p. 1996. (Tese de Doutorado).

- WESTOBY, M. The relationship between local and regional diversity: comment. Ecology, 79(5): 1825-1827. 1998.
- WHITTAKER, R. H. Communities and ecosystems. MacMillan Company. New York. 385p. 1975.
- WILLIAMS, B.K. Some observations on the use of discriminant analysis in ecology. Ecology, 64(5): 1283-1291. 1983.
- WILLIAMS, M. R. An extreme-value function model of the species incidence and species-area relations. Ecology, 76(8): 2607-2616. 1995.
- WILSON, J. B. Variance in species richness, niche limitation, and vindication of patch models. Oikos, 73(2): 277-202. 1995.
- ZOBEL, M. Plant species coexistence: The role of historical, evolutionary and ecological factors. Oikos, 65(3): 314-320. 1992.

ANEXOS

Anexo A – Relação das espécies com respectivas famílias e nomes vulgares registradas em 36 conglomerados (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Nome científico	Família	Nome vulgar
<i>Anacardium spruceanum</i> Engl.	Anacardiaceae	Caju-açu
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	Anacardiaceae	Aroeira
<i>Astronium lecontei</i> Ducke	Anacardiaceae	Muiracatiara
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	Tatapiririca
<i>Annona tessmanni</i> Diels.	Annonaceae	Envira-pinaúba
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart) R.E. Fries	Annonaceae	Envira-preta
<i>Fusaea longifolia</i> Safford	Annonaceae	Envira-surucucu
<i>Guatteria amazonica</i> R.E. Fries	Annonaceae	Envira-branca
<i>Rollinia exsucca</i> (Dunal.) A. DC	Annonaceae	Beribarana
<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth.	Apocynaceae	Araracanga
<i>Couma guianensis</i> Aubl.	Apocynaceae	Sorva
<i>Couma</i> sp.	Apocynaceae	Marfim-preto
<i>Hymatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Muell.) Woodso	Apocynaceae	Sucuúba
<i>Schefflera morototoni</i> Decne et Planche	Araliaceae	Morototó
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	Bignoniaceae	Parapará
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nicholson	Bignoniaceae	Pau-D'arco-amarelo
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	Urucu-da-Mata
<i>Bombax paraensis</i> Ducke	Bombacaceae	Mungubarana
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae	Sumaúma
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Bombacaceae	Mamorana
<i>Cordia bicolor</i> DC.	Boraginaceae	Freijó-branco
<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Boraginaceae	Freijó-verdadeiro
<i>Protium apiculatum</i> Swartz.	Burseraceae	Breu
<i>Protium pallidum</i> Cuatr.	Burseraceae	Breu-branco
<i>Protium puncticulatum</i> McBride	Burseraceae	Breu-vermelho
<i>Trattinickia rhoifolia</i> Willd.	Burseraceae	Breu -Sucuruba
<i>Copaifera multijuga</i> Hayne	Caesalpinaceae	Copaíba
<i>Crudia glaberrima</i> Macbr	Caesalpinaceae	Fava-Ípê
<i>Dialium guianensis</i> Aubl.	Caesalpinaceae	Jutai-pororoca
<i>Apuleia molaris</i> Spruce ex Benth.	Caesalpinaceae	Muirataúá
<i>Cassia apoucouita</i> Benth.	Caesalpinaceae	Irari
<i>Cassia leiandra</i> Sandwith	Caesalpinaceae	Mari-mari
<i>Cassia lucens</i> Huber	Caesalpinaceae	Cassia
<i>Cassia spruceana</i> Benth.	Caesalpinaceae	Fava-mari-mari
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Caesalpinaceae	Jutai-açu
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	Caesalpinaceae	Jutai-mirim
<i>Peltogyne paradoxa</i> Ducke	Caesalpinaceae	Coatá-quicaúva
<i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp. et Endl	Caesalpinaceae	Tachi-peludo
<i>Sclerolobium guianensis</i> Aubl.	Caesalpinaceae	Tachi-vermelho
<i>Swartzia acuminata</i> Willd.	Caesalpinaceae	Pitaica
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	Caesalpinaceae	Pacapeua
<i>Swartzia corrugata</i> Benth.	Caesalpinaceae	Coração-de-negro
<i>Swartzia stipulifera</i> Harms.	Caesalpinaceae	Gombeira
<i>Tachigalia alba</i> Ducke	Caesalpinaceae	Tachi-branco
<i>Tachigalia myrmecophila</i> Ducke	Caesalpinaceae	Tachi-preto-folha-grande
<i>Tachigalia</i> sp	Caesalpinaceae	Tachi-preto-folha-miúda
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	Piquiá
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Celastraceae	Cupiúba
<i>Maytenus myrsinoides</i> Reiss.	Celastraceae	Chichuá
<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	Chrysobalanaceae	Pajurá-da-mata

o A (continuação)

Nome científico	Família	Nome vulgar
<i>ia heteromorpha</i> Benth.	Chrysobalanaceae	Macucu
<i>ia incana</i> Aubl.	Chrysobalanaceae	Caraipé
<i>ia barbatum</i> Ducke	Chrysobalanaceae	Caraiperana
<i>oma globulifera</i> L.	Clusiaceae	Anani
<i>halia amazonica</i> Exell.	Combretaceae	Cuiarana
<i>arus angustifolius</i> Schellenb.	Connaraceae	Barbatimão-canário
<i>yros guianensis</i> Ducke	Ebenaceae	Caqui
<i>yros praetermissa</i> Sandwith	Ebenaceae	Maria-pretinha
<i>ea grandiflora</i> C. E. Smith.	Elaeocarpaceae	Urucurana
<i>i matourensis</i> Aubl	Euphorbiaceae	Maravuvia
<i>lendron amazonicum</i> Ducke	Euphorbiaceae	Mirindiba-doce
<i>brasiliensis</i> Muell. Arg.	Euphorbiaceae	Seringueira
sp.	Euphorbiaceae	Seringa-fraca-da-mata
<i>ophora schomburgkiana</i> Miers.	Euphorbiaceae	Amarelinho/ Miatoá
entificada N 1	N I	Não identificada N1
entificada N 2	N I	Não identificada N2
entificada N 3	N I	Não identificada N 3
entificada N 4	N I	Não identificada N 4
<i>randiflora</i> Ducke	Fabaceae	Melancieira
<i>hia nitida</i> Spruce et Benth.	Fabaceae	Sucupira
<i>opis purpurea</i> (Rich) Amsh.	Fabaceae	Sucupira-preta
<i>x odorata</i> (Aubl) Willd.	Fabaceae	Cumaru
<i>lobium excelsum</i> Ducke	Fabaceae	Angelim-comum
<i>lobium</i> sp	Fabaceae	Angelim-da-mata
<i>i coccinea</i> Rudd.	Fabaceae	Tento
<i>scium duckei</i> Huber	Fabaceae	Macacaúba
<i>i guianensis</i> Aubl.	Fabaceae	Fava-grande-do-igapó
<i>i sericea</i> Ducke	Fabaceae	Fava-amargosa
<i>rocera</i> (Poepp) Eichl.	Flacourtiaceae	Pau-jacaré
<i>atea volubilis</i> Ubr.	Hippocrateaceae	Fava-de-arara
<i>ura uchi</i> (Huber) Cuatr.	Humiriaceae	Uchi-liso
<i>ttis amazonica</i> Mart.	Humiriaceae	Uchirana
<i>ttis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	Achuá
<i>rchellii</i> Korsterm.	Lauraceae	Louro-amarelo
<i>nelilla</i> (H.B.K.) Mez.	Lauraceae	Preciosa
<i>us itauba</i> (Meissn.)Taubert ex Mez.	Lauraceae	Itaúba
<i>us lindaviana</i> Mez.	Lauraceae	Itaúba- amarela
<i>a micrantha</i>	Lauraceae	Louro
<i>a mollis</i> Ness.	Lauraceae	Louro-preto
<i>maliculata</i> Mez.	Lauraceae	Louro-branco
<i>ibra</i> Mez.	Lauraceae	Louro-vermelho
<i>tia excelsa</i> HBK	Lecythidaceae	Castanha-do-Pará
<i>ra amara</i> (Aubl) Mez.	Lecythidaceae	Matá-matá-vermelho
<i>ra amazonica</i> R. Knuth.	Lecythidaceae	Matá-matá
<i>ra blanchetiana</i> Miers.	Lecythidaceae	Matá-matá-preto
<i>ra coriacea</i> (DC) Mart. ex Berg.	Lecythidaceae	Matá-matá-branco
<i>tium jarana</i> Ducke	Lecythidaceae	Jarana
<i>sitata</i> var. <i>paraensis</i> R. Knuth.	Lecythidaceae	Castanha-sapucaia
<i>i crispa</i> Juss.	Malpighiaceae	Muruci-da-mata
<i>ianensis</i> Aubl.	Meliaceae	Andiroba
<i>lorata</i> L.	Meliaceae	Cedro- vermelho
<i>stata</i> C. DC.	Meliaceae	Jataúba-preta
<i>irsuta</i> Benth.	Meliaceae	Chichuá
?	Meliaceae	Não encontrado

continuação)

Nome científico	Família	Nome vulgar
<i>um maximum</i> Ducke	Mimosaceae	Tamborim
<i>um schomburgkii</i> Benth.	Mimosaceae	Fava-de-Rosca
Villd.	Mimosaceae	Ingá-chichi
<i>ijuga</i> Benth.	Mimosaceae	Visgueiro
<i>ula</i> Benth.	Mimosaceae	Faveira-bolota
<i>suaveolens</i> Miq.	Mimosaceae	Fava-folha-fina
<i>um cauliflorum</i> Mart.	Mimosaceae	Ingarana
<i>um racemosum</i> Ducke	Mimosaceae	Angelim-rajado
<i>ndrom pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Mimosaceae	Fava-barbatimão
<i>umensis</i> Aubl.	Monimiaceae	Capitu, Capituí
<i>um</i> Aubl.	Moraceae	Tatajuba
<i>apicoma</i> Ducke	Moraceae	Amapá-amargooso
<i>arinarioides</i> Ducke	Moraceae	Amapá-doce
pl.	Moraceae	Amapá-folha- larga
<i>emosa</i> Ruiz et Pav.	Moraceae	Guariúba
<i>mítica</i> Mart.	Moraceae	Caxinguba
<i>pedunculata</i> R. Bem.	Moraceae	Muiratinga-peluda
<i>bea sclerophylla</i> Ducke	Moraceae	Muiratinga-folha-larga
<i>acemifera</i> Huber	Moraceae	Janitá
<i>us paraensis</i> Ducke	Moraceae	Mururé
<i>lata</i> Warb.	Myristicaceae	Ucuúba-vermelha
<i>rens</i> Ducke	Myristicaceae	Ucuúba-folha-peluda
<i>onii</i> (R. Ben) A. C. Smith.	Myristicaceae	Ucuúba-da-terra-firme
(Rich) P.C.	Myrtaceae	Murta
<i>ribunda</i> (Willd.) Berg	Myrtaceae	Goiaba-do-mato
<i>appleri</i> Ducke	Nyctaginaceae	João- mole
<i>uosa</i> Engl.	Olacaceae	Lacrão
<i>ranum</i> DC	Olacaceae	Heisteria
<i>tifolia</i> Lam.	Piperaceae	Pimenta-de-jacu
	Polygonaceae	Tinteira
<i>ndra</i> Aubl.	Proteaceae	Faieira
<i>ea</i> Radlk.	Rutaceae	Tamanqueira
<i>olia</i> (Benth.) Radlk.	Sapindaceae	Pitomba-de-leite
<i>beri</i> Ducke	Sapindaceae	Pitomba
<i>raensis</i> Hub.	Sapotaceae	Maçaranduba
<i>uyanensis</i> (A.D.C.) Pierre	Sapotaceae	Maparajuba
	Sapotaceae	Rosadinha
	Sapotaceae	Abiurana
<i>ri</i> Eyma	Sapotaceae	Abiurana- casca-grossa
<i>folia</i> Mart.	Sapotaceae	Abiu-seco
<i>ophylla</i> Eyma	Sapotaceae	Abiurana-cutite
	Sapotaceae	Abiurana
	Sapotaceae	Abiurana-peluda
<i>ra</i> Aubl.	Sapotaceae	Abiurana-casca-fina
<i>7</i> Ducke	Simarubaceae	Marupá
	Sterculiaceae	Achichá
	Symplocaceae	Não encontrado
<i>a</i> Ducke	Symplocaceae	Não encontrado
<i>a</i> Willd.	Tiliaceae	Pente-de-macaco
<i>um</i> Warm.	Tiliaceae	Açoita- cavalo
<i>a</i> Warm.	Vochysiaceae	Quarubarana
<i>ia</i> Ducke	Vochysiaceae	Mandioqueira
	Vochysiaceae	Quaruba-verdadeira

Anexo B – Lista das espécies com valores de altura mínima ($H_{\min}$), máxima ($H_{\max}$), média (H_{med}) em m, diâmetro à altura do peito mínimo ($DAP_{\min}$), máximo ($DAP_{\max}$), médio (DAP_{med}) em cm, área basal (G) em m^2 , e volume médio (V_{med}) em m^3 , calculados sobre 7.603 indivíduos amostrados em 36 conglomerados (144 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Espécie	$H_{\min}$	$H_{\max}$	H_{med}	$DAP_{\min}$	$DAP_{\max}$	DAP_{med}	G	V_{med}
<i>Erisma uncinatum</i>	4,5	24,5	13,8	30,0	150,0	64,8	178,68	5,53
<i>Holopyxidium jarana</i>	4,0	26,0	14,9	30,0	159,0	54,4	146,96	4,01
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	3,0	22,5	13,7	30,0	97,0	44,2	74,87	2,27
<i>Manilkara huberi</i>	5,0	30,0	16,3	30,0	135,0	54,2	90,31	4,39
<i>Sclerolobium</i> aff. <i>Chrysophyllum</i>	5,0	23,5	14,2	30,0	90,0	44,9	60,41	2,57
Não Identificada 1	6,5	28,0	17,2	30,0	147,0	53,4	72,60	4,53
<i>Carapa guianensis</i>	4,0	23,5	12,6	30,0	110,0	46,8	64,03	2,43
<i>Piptadenia suaveolens</i>	3,5	24,0	12,9	30,0	142,0	58,3	64,59	3,96
<i>Virola melinonii</i>	4,0	27,5	16,1	30,0	112,0	42,1	43,59	2,50
<i>Vectandra mollis</i>	6,0	27,5	15,1	30,0	105,0	48	47,02	3,03
<i>Bertholletia excelsa</i>	2,0	32,0	20,1	30,0	180,0	81,7	71,87	12,35
<i>Tymenaea courbaril</i>	7,5	34,0	21,4	31,0	139,0	76,7	53,07	11,78
<i>Tapirira guianensis</i>	6,5	25,5	15	30,0	150,0	57,7	38,57	4,42
<i>Protium puncticulatum</i>	3,5	19,5	10,4	30,0	53,0	34,8	18,50	1,01
<i>Istronium fraxinifolium</i>	9,5	30,0	19,3	30,0	132,0	60,4	33,13	6,74
<i>Virola cuspidata</i>	5,5	20,5	11,9	30,0	136,0	36	15,99	1,28
<i>Dialium guianensis</i>	5,0	23,5	11,3	30,0	72,0	39,8	17,08	1,51
<i>Cochlosia maxima</i>	8,0	30,0	20,6	33,0	175,0	95,2	42,40	17,89
<i>Helicostylis pedunculata</i>	5,0	19,	12,8	30,0	77,0	40	16,59	1,74
<i>Virola burcherllii</i>	4,5	22,5	12,2	30,0	70,0	41,2	18,64	1,73
<i>Virola usitata</i> var. <i>paraensis</i>	5,5	23,0	14,1	32,0	124,0	59,5	26,36	4,40
<i>Myrcia odorata</i>	7,5	22,0	14,1	30,0	160,0	62,6	23,32	5,19
<i>Endopleura uchi</i>	9,5	26,0	15,3	30,0	81,0	45,5	18,18	2,72
<i>Virola alba</i>	5,0	21,0	11,8	30,0	66,0	38,8	12,45	1,52
<i>Lezilaureus lindaviana</i>	4,5	26,5	15,7	30,0	86,0	52,9	18,41	4,01
<i>Vectandra micrantha</i>	3,5	21,0	12	30,0	62,0	39,1	12,75	1,52
<i>Coccoloba canaliculata</i>	7,0	24,0	14,6	30,0	94,0	43,4	13,11	2,51
<i>Virola grandiflora</i>	6,0	23,0	14	30,0	92,0	50,7	15,99	3,35
<i>Protium</i> sp.	5,0	20,0	12,5	30,0	72,0	43,6	12,80	2,04
<i>Tachigalia</i> sp.	5,5	21,0	13	30,0	80,0	41,3	11,35	1,91
<i>Collinia exsucca</i>	3,5	24,0	13,8	30,0	65,0	37,9	8,34	1,62
<i>Virola pendula</i>	9,5	27,5	18	30,0	83,0	54,8	15,47	4,64
<i>Tymenaea parvifolia</i>	3,0	26,0	17,8	35,0	98,0	61,5	16,25	5,79
<i>Virola glaberrima</i>	5,0	25,0	13,8	30,0	75,0	45	9,86	2,59
<i>Weddichia nitida</i>	7,5	28,0	16,7	32,0	103,0	49,6	11,85	3,66
<i>Virola bicolor</i>	6,0	28,0	16,1	30,0	66,0	44,9	11,59	2,73
<i>Attinickia rhoifolia</i>	5,0	19,0	11,3	30,0	103,0	41,2	8,66	1,90
<i>Caranda copaia</i>	6,0	21,0	14,8	31,0	66,0	44,9	8,56	2,48
<i>Myrcia globulifera</i>	6,5	25,5	14,4	31,0	57,	40	6,60	1,89
<i>Myrcia myrsinoides</i>	5,5	23,0	14,8	30,0	61,0	42,3	6,09	2,24
<i>Sclerolobium schomburgkii</i>	9,0	22,0	15,4	31,0	107,0	59,3	9,51	5,03
<i>Myrcia villosa</i>	8,0	20,0	12,3	31,0	145,0	89,1	17,14	8,61
<i>Virola</i> sp..2	8,0	21,0	14,6	31,0	73,0	45,2	5,93	2,46
<i>Medioperebea sclerophylla</i>	6,0	20,0	14	30,0	69,0	42,8	6,17	2,19
<i>Artizia corrugata</i>	5,5	25,0	15,4	30,0	67,0	44,8	6,55	2,68
<i>Acidendron amazonicum</i>	6,5	23,0	16,2	31,0	105,0	47,9	7,97	3,59

B (continuação)

	H _{min}	H _{max}	H _{med}	DAP _{min}	DAP _{max}	DAP _{med}	G	V _{med}
<i>era multijuga</i>	9,0	22,0	17,2	30,0	96,0	60,5	10,92	5,63
<i>opis purpurea</i>	7,0	28,5	17,9	30,0	109,0	58,6	11,64	5,69
<i>sperma desmanthum</i>	9,0	31,5	17,7	31,0	86,0	47,4	6,76	3,57
<i>gnolaris</i>	6,5	25,0	15,2	30,0	140,0	72,8	12,54	6,93
<i>rocera</i>	5,5	20,0	13,5	30,0	66,0	47,7	7,06	2,53
<i>lottis guianensis</i>	5,0	22,0	13,3	30,0	61,0	41,2	5,45	1,98
<i>ia serratifolia</i>	9,0	23,5	16,7	32,0	85,0	49,7	6,55	3,56
<i>a coccinea</i>	6,5	24,0	16	30,0	70,0	44	4,82	2,70
<i>longifolia</i>	6,5	18,0	12,8	30,0	42,0	33,3	2,65	1,14
<i>coccus paraensis</i>	5,0	25,0	14	31,0	103,0	56,7	7,87	3,99
<i>lobium excelsum</i>	9,5	23,5	15,1	58,0	159,0	90,6	11,85	11,21
<i>lera coriacea</i>	7,0	17,5	11,7	30,0	46,0	36	3,00	1,22
<i>ra morototoni</i>	5,0	25,5	17,1	30,0	76,0	48,3	5,36	3,37
<i>albiflora</i>	8,0	21,5	16,1	32,0	127,0	63,2	7,45	5,62
<i>sp.1</i>	5,0	21,5	13,2	30,0	75,0	43	4,86	2,07
<i>a amara</i>	9,5	25,0	16,3	30,0	87,0	52,3	5,64	3,99
<i>glabra</i>	6,0	18,0	13	40,0	115,0	70,4	9,62	5,61
<i>guianensis</i>	4,5	20,0	11,1	35,0	79,0	52,8	5,40	2,83
<i>pilosa</i>	9,0	26,5	16,5	30,0	63,0	41,4	4,34	2,42
<i>multiflora</i>	4,5	24,0	14,8	30,0	48,0	36,3	2,74	1,60
<i>racemosum</i>	8,0	20,0	13,7	30,0	71,0	43	3,38	2,12
<i>lueckei</i>	8,5	25,5	15,1	31,0	62,0	41,5	3,24	2,17
<i>vergens</i>	10,0	28,5	17,6	32,0	79,0	42,2	2,68	2,91
<i>m lecointei</i>	11,0	25,5	16,4	30,0	81,0	46,4	3,40	3,09
<i>oeldiana</i>	5,5	22,5	13,5	30,0	58,0	40,5	2,56	2,01
<i>guianensis</i>	9,5	18,0	14,2	32,0	110,0	54,1	4,93	3,75
<i>ia amazonica</i>	6,0	21,0	11,5	30,0	50,0	36,4	1,81	1,24
<i>lbiflora</i>	6,5	17,0	10,5	33,0	68,0	46,5	3,32	1,90
<i>bium maximum</i>	9,0	31,0	17,8	31,0	132,0	80,4	6,73	11,61
<i>amazonica</i>	8,5	22,0	15,9	30,0	58,0	41,1	2,19	2,22
<i>a racemifera</i>	5,0	17,5	12	30,0	43,0	34,8	1,83	1,20
<i>era blanchetiana</i>	5,5	15,5	10,3	30,0	60,0	36,8	1,88	1,19
<i>dendrom pulcherrimum</i>	7,5	17,0	12,5	31,0	56,0	42,5	1,61	1,88
<i>a latifolia</i>	8,0	13,0	10,5	30,0	38,0	33,3	1,05	0,93
<i>bium racemosum</i>	5,5	14,5	10,2	30,0	36,0	32,6	1,00	0,86
<i>iquatica</i>	8,0	22,0	16,9	32,0	95,0	53,0	2,22	3,87
<i>guianensis</i>	13,0	22,0	16,4	34,0	72,0	56,0	2,09	4,34
<i>iora schomburgkiana</i>	8,0	15,5	10,9	30,0	55,0	41,1	1,25	1,56
	7,5	14,5	11	31,0	57,0	39,9	1,31	1,53
<i>ieraranum</i>	10,5	21,0	15,2	36,0	78,0	44,6	1,51	2,45
<i>lax</i>	6,0	16,0	10,8	30,0	59,0	40,7	1,23	1,49
<i>parinarioides</i>	9,5	19,5	13,3	32,0	50,0	40,0	1,16	1,78
<i>cana</i>	11,5	22,0	14,7	33,0	51,0	41,5	1,79	2,09
<i>s itauba</i>	7,5	20,5	14,1	34,0	121,0	64,7	2,43	6,75
<i>ltijuga</i>	9,0	17,5	12,8	30,0	68,0	48,9	1,61	2,43
<i>lis guyanensis</i>	10,0	17,5	13,1	31,0	64,0	42,4	1,34	1,94
<i>..</i>	5,5	17,5	13,7	30,0	49,0	36,8	1,09	1,56
<i>vium cauliflorum</i>	7,0	13,5	10,4	30,0	40,0	36,3	0,73	1,08
<i>praetermissa</i>	7,0	18,5	13,5	33,0	93,0	51,8	1,47	3,49
<i>amplicoma</i>	7,5	21,0	12,8	33,0	69,0	41,1	1,01	2,21
<i>ngleri</i>	9,0	17,0	12,7	34,0	41,0	37,7	0,67	1,43

Anexo B (continuação)

Espécie	H _{min}	H _{max}	H _{med}	DAP _{min}	DAP _{max}	DAP _{med}	G	V _{med}
<i>Vatairea sericea</i>	11,0	21,0	15,9	37,0	64,0	49,5	1,20	3,36
<i>Tachigalia alba</i>	12,0	17,0	14,1	35,0	120,0	57,7	1,95	4,71
<i>Cassia lucens</i>	6,0	14,0	10,1	33,0	48,0	39,3	0,86	1,27
<i>Cedrela odorata</i>	11,0	18,0	15,5	47,0	129,0	79,3	2,26	9,63
<i>Swartzia arborescens</i>	12,5	18,0	15,4	31,0	87,0	50,4	1,14	3,78
Não Identificada 2	6,5	17,0	12,8	30,0	42,0	35,2	0,59	1,32
<i>Luehea speciosa</i>	6,0	16,5	12	31,0	51,0	43,2	0,75	1,98
<i>Clarisia racemosa</i>	13,0	21,0	16,3	30,0	65,0	43,3	0,99	3,04
<i>Bixa arborea</i>	9,0	28,5	14,8	32,0	69,0	42,8	0,95	2,94
<i>Talisia coriacea</i>	10,5	17,0	14,9	34,0	58,0	43,5	0,93	2,37
<i>Swartzia stipulifera</i>	10,5	14,5	12,1	31,0	68,0	42,6	1,22	1,86
<i>Aniba canelilla</i>	11,5	14,0	13,1	45,0	72,0	56,0	1,02	3,26
<i>Micropholis</i> sp.	8,0	16,0	12,1	30,0	38,0	34,6	0,47	1,17
<i>Hevea brasiliensis</i>	9,5	17,5	13,5	35,0	58,0	44,3	0,95	2,17
<i>Licania heteromorpha</i>	5,5	18,0	11,1	33,0	40,0	38,3	0,46	1,31
<i>Ceiba pentandra</i>	20,5	27,0	23,8	110,0	140,0	125,0	2,49	28,61
<i>Richilia hirsuta</i>	8,0	20,0	13,8	34,0	38,0	36,0	0,41	1,39
<i>Pouteria macrophylla</i>	10,0	18,5	12,8	31,0	42,0	34,5	0,38	1,17
<i>Cassia leiandra</i>	7,5	12,0	9,9	33,0	61,0	47,5	0,75	1,96
<i>Eschweilera amara</i>	6,0	15,0	9,5	32,0	62,0	41,0	0,57	1,66
<i>Eschweilera amazonica</i>	5,0	18,5	12	33,0	68,0	45,7	0,55	2,81
<i>Diospyros guianensis</i>	10,5	16,5	13,2	43,0	47,0	44,7	0,47	2,05
<i>Bombax paraensis</i>	8,0	12,5	9,7	32,0	55,0	40,3	0,41	1,24
<i>Pouteria laurifolia</i>	8,5	14,0	11	33,0	50,0	39,7	0,38	1,51
<i>Symplocos</i> sp.1	13,5	15,5	14,5	35,0	40,0	37,3	0,33	1,59
<i>Talisia longifolia</i>	14,0	19,0	16	34,0	37,0	35,7	0,30	1,61
<i>Connarus angustifolius</i>	6,0	9,0	7	31,0	35,0	33,3	0,26	0,60
<i>Hymenolobium</i> sp.	10,0	19,0	14,5	59,0	110,0	84,5	1,22	7,35
<i>Roupala</i> sp.	4,5	17,0	12	41,0	79,0	57,3	0,83	3,73
<i>Cassia spruceana</i>	8,0	14,0	10,7	31,0	63,0	49,7	0,62	2,35
<i>Symplocos</i> sp.2	14,0	14,5	14,2	32,0	48,0	38,3	0,36	1,68
<i>Saccoglottis amazonica</i>	13,0	14,5	13,5	35,0	42,0	37,3	0,33	1,50
<i>Parinarium barbatum</i>	12,5	18,0	15,8	32,0	36,0	33,3	0,26	1,40
<i>Protium apiculatum</i>	14,5	15,5	15	32,0	60,0	46,0	0,36	2,67
<i>Couepia bracteosa</i>	6,5	17,0	11,8	35,0	58,0	46,5	0,36	2,56
Não Identificada 3	9,0	17,0	13	36,0	57	46,5	0,36	2,63
<i>Pouteria</i> sp.3	11,5	16,0	13,8	45,0	47,0	46,0	0,33	2,27
<i>Ayrciaria floribunda</i>	13,0	17,0	15	31,0	55,0	43,0	0,31	2,19
<i>Proton matourensis</i>	8,5	12,0	10,3	30,0	55,0	42,5	0,31	1,73
<i>Protium pallidum</i>	10,5	11,5	11	33,0	53,0	43,0	0,31	1,65
<i>Richilia</i> sp.	4,0	8,0	6	39,0	44,0	41,5	0,27	0,78
<i>Peltogyne paradoxa</i>	14,5	22,5	18,5	32,0	44,0	38,0	0,23	2,29
<i>Swartzia acuminata</i>	8,5	13,5	11	32,0	40,0	36,0	0,21	1,08
<i>Myrsonima crispa</i>	13,0	18,5	15,8	32,0	35,0	33,5	0,18	1,37
<i>Hyatanthus sucubus</i>	6,5	15,0	10,8	32,0	33,0	32,5	0,17	0,90
<i>Clerolobium guianensis</i>	22,0	22,0	22	68,0	68,0	68,0	0,36	7,99
<i>Chaunochi Kappleri</i>	23,5	23,5	23,5	62,0	62,0	62,0	0,30	7,09
<i>Peucephyia anthelmintica</i>	7,5	7,5	7,5	45,0	45,0	45,0	0,16	1,19
<i>Cassia apoucouita</i>	11,0	11	11,0	38,0	38,0	38,0	0,11	1,25
<i>Guarea costata</i>	11,0	11	11,0	37,0	37,0	37,0	0,11	1,18
<i>Guarea tessmanni</i>	8,5	8,5	8,5	36,0	36,0	36,0	0,10	0,87

Anexo B (continuação)

Espécie	H _{min}	H _{max}	H _{med}	DAP _{min}	DAP _{max}	DAP _{med}	G	V _{med}
<i>Hippocratea volubilis</i>	10,0	10	10,0	36,0	36,0	36,0	0,10	1,02
<i>Manilkara paraensis</i>	12,0	12	12,0	36,0	36,0	36,0	0,10	1,22
<i>Couma guianensis</i>	16,5	16,5	16,5	34,0	34,0	34,0	0,09	1,50
<i>Hevea</i> sp.	16,0	16,0	16,0	32,0	32,0	32,0	0,08	1,29
<i>Fagara pentandra</i>	11,5	11,5	11,5	31,0	31,0	31,0	0,08	0,87
<i>Sloanea grandiflora</i>	17,5	17,5	17,5	30,0	30,0	30,0	0,07	1,24
<i>Ocotea rubra</i>	15,0	15,0	15,0	30,0	30,0	30,0	0,07	1,06
Não identificada 4	8,0	8,0	8,0	30,0	30,0	30,0	0,07	0,57
<i>Heisteria flexuosa</i>	12,5	12,5	12,5	30,0	30,0	30,0	0,07	0,88

ANEXO C – Lista das espécies com número de indivíduos (Nº ind) e suas respectivas contribuições absolutas ao índice de diversidade de Shannon-Wiener (Cont. H') e de Simpson (Cont. D) em 144 ha amostrados na FLONA do Tapajós, PA.

Espécies	Nº ind	Cont. H'	Cont. D
<i>Holopyxidium jarana</i>	561	0,19233	0,18077
<i>Erisma uncinatum</i>	476	0,17348	0,13010
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	456	0,16876	0,11939
<i>Manilkara huberi</i>	352	0,14226	0,07109
<i>Sclerolobium aff chrysophyllum</i>	350	0,14171	0,07029
<i>Carapa guianensis</i>	346	0,14061	0,06869
<i>Virola melinonii</i>	295	0,12608	0,04991
Não Identificada 1	290	0,12459	0,04823
<i>Nectandra mollis</i>	240	0,10908	0,03301
<i>Piptadenia suaveolens</i>	219	0,10218	0,02747
<i>Protium puncticulatum</i>	191	0,09255	0,02088
<i>Virola cuspidata</i>	146	0,07590	0,01218
<i>Dialium guianensis</i>	132	0,07038	0,00995
<i>Tapirira guianensis</i>	131	0,06997	0,00980
<i>Aniba burcherllii</i>	131	0,06997	0,00980
<i>Helicostylis pedunculata</i>	127	0,06835	0,00921
<i>Bertholletia excelsa</i>	122	0,06631	0,00849
<i>Endopleura uchi</i>	104	0,05871	0,00616
<i>Nectandra micrantha</i>	103	0,05827	0,00605
<i>Astronium fraxinifolium</i>	102	0,05784	0,00593
<i>Hymenaea courbaril</i>	101	0,05740	0,00581
<i>Inga alba</i>	100	0,05697	0,00570
<i>Lecythis usitata</i> var. <i>paraensis</i>	86	0,05070	0,00421
<i>Ocotea canaliculata</i>	82	0,04885	0,00382
<i>Brosimum</i> sp.	82	0,04885	0,00382
<i>Tachigalia</i> sp.	79	0,04745	0,00355
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	76	0,04604	0,00328
<i>Alexa grandiflora</i>	72	0,04413	0,00294
<i>Rollinia exsucca</i>	71	0,04364	0,00286
<i>Cordia bicolor</i>	71	0,04364	0,00286
<i>Dipteryx odorata</i>	67	0,04170	0,00254
<i>Parkia pendula</i>	61	0,03872	0,00211
<i>Crudia glaberrima</i>	58	0,03720	0,00190
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	57	0,03668	0,00184
<i>Bowdichia nitida</i>	56	0,03617	0,00177
<i>Jacaranda copaia</i>	52	0,03409	0,00153
<i>Hymenaea parvifolia</i>	51	0,03357	0,00147
<i>Symphonia globulifera</i>	51	0,03357	0,00147
<i>Vochysia maxima</i>	51	0,03357	0,00147
<i>Maytenus myrsinoides</i>	42	0,02872	0,00099
<i>Olmedioperebea sclerophylla</i>	41	0,02816	0,00094
<i>Swartzia corrugata</i>	39	0,02705	0,00085
<i>Glycidendron amazonicum</i>	39	0,02705	0,00085
<i>Saccoglottis guianensis</i>	39	0,02705	0,00085
<i>Diploptropis purpurea</i>	38	0,02648	0,00081
<i>Laetia procera</i>	38	0,02648	0,00081
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	36	0,02535	0,00073
<i>Copaifera multijuga</i>	35	0,02477	0,00068
<i>Pouteria</i> sp2	35	0,02477	0,00068

Anexo C (continuação)

Espécies	Nº ind	H'	D
<i>Pouteria spl</i>	32	0,02302	0,00057
<i>Tabebuia serratifolia</i>	31	0,02243	0,00054
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	31	0,02243	0,00054
<i>Sterculia pilosa</i>	31	0,02243	0,00054
<i>Fusaea longifolia</i>	30	0,02184	0,00050
<i>Schefflera morototoni</i>	28	0,02064	0,00044
<i>Trimatococcus paraensis</i>	28	0,02064	0,00044
<i>Bocageopsis multiflora</i>	26	0,01942	0,00037
<i>Apuleia molaris</i>	26	0,01942	0,00037
<i>Caryocar villosum</i>	25	0,01880	0,00035
<i>Simaruba amara</i>	24	0,01818	0,00032
<i>Goupia glabra</i>	23	0,01755	0,00029
<i>Platymiscium duckei</i>	23	0,01755	0,00029
<i>Siparuna guianensis</i>	23	0,01755	0,00029
<i>Anacardium spruceanum</i>	22	0,01691	0,00027
<i>Qualea albiflora</i>	21	0,01627	0,00024
<i>Astronium lecointei</i>	19	0,01497	0,00020
<i>Qualea goeldiana</i>	19	0,01497	0,00020
<i>Qualea guianensis</i>	19	0,01497	0,00020
<i>Chagunia racemifera</i>	19	0,01497	0,00020
<i>Apeiba albiflora</i>	19	0,01497	0,00020
<i>Hymenolobium excelsum</i>	17	0,01365	0,00016
<i>Eschweilera blanchetiana</i>	17	0,01365	0,00016
<i>Pithecelobium racemosum</i>	12	0,01018	0,00008
<i>Coccoloba latifolia</i>	12	0,01018	0,00008
<i>Enterolobium maximum</i>	11	0,00946	0,00006
<i>Stryphnodendrom pulcherrimum</i>	11	0,00946	0,00006
<i>Couma sp.</i>	10	0,00873	0,00005
<i>Neea sp.</i>	10	0,00873	0,00005
<i>Brosimum parinarioides</i>	9	0,00798	0,00004
<i>Myrcia falax</i>	9	0,00798	0,00004
<i>Piper demeraranum</i>	9	0,00798	0,00004
<i>Micropholis guyanensis</i>	9	0,00798	0,00004
<i>Swartzia stipulifera</i>	8	0,00721	0,00003
<i>Parkia multijuga</i>	8	0,00721	0,00003
<i>Bagassa guianensis</i>	8	0,00721	0,00003
<i>Cassia lucens</i>	7	0,00644	0,00002
<i>Pithecelobium cauliflorum</i>	7	0,00644	0,00002
<i>Brosimum amplicomma</i>	7	0,00644	0,00002
<i>Viçia arborea</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Archigalia alba</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Prosopis praetermissa</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Levea brasiliensis</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Ataírea sericea</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Lezilaureus itauba</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Larissia racemosa</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Ilisia coriacea</i>	6	0,00564	0,00002
<i>Pouteria engleri</i>	6	0,00564	0,00002
<i>io Identificada 2</i>	6	0,00564	0,00002
<i>artzia arborecens</i>	5	0,00482	0,00001
<i>ropholis sp.</i>	5	0,00482	0,00001
<i>heea speciosa</i>	5	0,00482	0,00001
<i>ssia leiandra</i>	4	0,00397	0,00001
<i>ania heteromorpha</i>	4	0,00397	0,00001

Anexo C (continuação)

Espécies	Nº ind	H'	D
<i>Aniba canelilla</i>	4	0,00397	0,00001
<i>Eschweilera amara</i>	4	0,00397	0,00001
<i>Cedrela odorata</i>	4	0,00397	0,00001
<i>Trichilia hirsuta</i>	4	0,00397	0,00001
<i>Pouteria macrophylla</i>	4	0,00397	0,00001
<i>Bombax paraensis</i>	3	0,00309	0,00000
<i>Cassia spruceana</i>	3	0,00309	0,00000
<i>Parinarium barbatum</i>	3	0,00309	0,00000
<i>Connarus angustifolius</i>	3	0,00309	0,00000
<i>Diospyros guianensis</i>	3	0,00309	0,00000
<i>Symplocos</i> sp2	3	0,00309	0,00000
<i>Hymatanthus sucuuba</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Ceiba pentandra</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Peltogyne paradoxa</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Swartzia acuminata</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Couepia bracteosa</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Croton matourensis</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Homalium</i> sp.	2	0,00217	0,00000
<i>Homalium crista</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Homalium</i> sp.	2	0,00217	0,00000
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	0,00217	0,00000
<i>Pouteria</i> sp3	2	0,00217	0,00000
Não Identificada 3	2	0,00217	0,00000
<i>Innonsa tessmanni</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Innonsa guianensis</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Cassia apoucouita</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Clerobium guianensis</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Loanea grandiflora</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Levea</i> sp.	1	0,00118	0,00000
<i>Hippocratea volubilis</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Couepia rubra</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Loanea costata</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Couepia anthelmintica</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Loanea Kappleri</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Couepia flexuosa</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Loanea pentandra</i>	1	0,00118	0,00000
<i>Loanea paraensis</i>	1	0,00118	0,00000
Não identificada 4	1	0,00118	0,00000
TOTAL	7.603	4,02960	0,97081

Anexo D – Matriz Primária de variáveis estandardizadas de ordem 36x6, onde as linhas representam os conglomerados e as colunas as variáveis estandardizadas número de indivíduos (N° ind), número de espécies (N° spp), área basal - (G), altura comercial média ($\bar{H}$), diâmetro à altura do peito médio (DAP) e volume (Vol), em uma área na FLONA do Tapajós, PA:

	N° ind	N° spp	G	$\bar{H}$	DAP	Vol
1	0,0237	-0,3904	-0,4211	0,2590	-0,8631	-0,3651
2	0,6122	1,1087	1,6522	0,5844	1,8003	1,6841
3	-0,3294	0,1718	-0,8305	0,9097	-1,0198	-0,6003
4	-0,6825	1,2961	-0,7982	0,6928	-0,6543	-0,5568
5	-0,2411	0,9213	-0,7917	0,8012	-1,0720	-0,6622
6	-0,3000	0,3592	0,3013	0,6928	1,2780	0,5586
7	-0,5059	2,0456	-0,5831	1,0181	-0,2887	-0,0931
8	-2,0066	-1,7021	-1,6838	1,1265	0,3380	-1,3918
9	-2,0654	-0,3904	-0,8429	-2,9941	2,6881	-1,2726
10	-0,9179	0,3592	-1,3583	0,1506	-1,2809	-1,1666
11	0,7593	0,1718	0,3267	-0,1747	-0,3409	0,1143
12	0,9359	0,3592	0,0877	0,5844	-1,2809	0,1092
13	1,4066	-0,7652	1,5874	0,2590	0,7036	1,2929
14	0,7005	0,7339	1,3686	-0,3916	1,3303	1,2002
15	0,0237	-0,3904	-0,6746	-0,7169	-1,4898	-0,9505
16	-1,0061	-0,0156	-1,3397	0,5844	-0,8631	-1,3382
17	-1,5358	-0,2030	-1,5253	1,4518	-1,0198	-0,9638
18	-2,0948	-0,7652	-1,9445	-1,8013	-0,4976	-1,9772
19	-0,4765	-0,5778	-0,2914	-0,8253	0,2336	-0,4926
20	0,5239	1,1087	0,0473	-0,0663	-0,7065	-0,0757
21	2,6719	1,6709	2,5889	0,9097	0,4947	2,9084
22	1,2301	1,4835	0,3794	0,0422	-1,3854	0,3323
23	0,2591	0,9213	0,4788	0,4759	0,6513	0,4531
24	0,1120	-1,7021	0,3810	0,0422	0,7036	0,2774
25	0,4651	0,7339	0,7452	-0,0663	0,2858	1,1860
26	-0,7119	-0,3904	-0,4258	-0,2831	0,5991	-0,5920
27	0,0826	-0,2030	0,7160	1,4518	1,0691	1,0860
28	1,3478	1,2961	1,3591	-0,0663	-0,0276	1,3581
29	-0,4177	-1,3273	0,0007	-0,5000	1,1736	-0,3742
30	0,5533	-1,1399	0,4639	0,4759	0,1291	0,5750
31	0,4651	-0,9526	-0,2784	-0,5000	-1,3332	-0,4850
32	0,1708	-1,5147	0,0412	-2,2350	-0,4454	-0,2434
33	0,2002	-0,7652	-0,0824	0,0422	-0,3409	-0,2100
34	0,0237	0,3592	0,2403	-1,8013	0,338	-0,0406
35	0,2591	-0,9526	0,3563	-0,8253	0,4947	0,1770
36	0,4651	-0,9526	0,7498	0,6928	0,5991	0,5391

Anexo E – Lista das espécies em ordem de valor de importância registradas para o Sítio 1 com 6 conglomerados (32 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Espécie	Nº Ind	Nº Amo	Dens. Rel	Dom. Rel	Freq. Re	IVI
<i>Holopyxidium jarana</i>	112	8	7.76	9.22	1.64	18.62
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	84	8	5.82	4.78	1.64	12.23
Não Identificadal.....	70	8	4.85	5.40	1.64	11.88
<i>Virola melinonii</i>	60	8	4.16	3.41	1.64	9.21
<i>Bertholletia excelsa</i>	27	8	1.87	4.94	1.64	8.45
<i>Manilkara huberi</i>	40	8	2.77	3.64	1.64	8.05
<i>Sclerolobium aff. chrysophyllum</i>	48	8	3.32	2.67	1.64	7.63
<i>Hymenaea courbaril</i>	23	8	1.59	4.13	1.64	7.36
<i>Erisma uncinatum</i>	38	7	2.63	3.25	1.43	7.32
<i>Piptadenia suaveolens</i>	32	8	2.22	3.03	1.64	6.88
<i>Alexa grandiflora</i>	32	6	2.22	2.49	1.23	5.94
<i>Cordia bicolor</i>	35	7	2.42	1.82	1.43	5.67
<i>Astronium fraxinifolium</i>	19	7	1.32	2.33	1.43	5.08
<i>Helicostylis pedunculata</i>	31	8	2.15	1.21	1.64	5.00
<i>Dialium guianensis</i>	33	7	2.29	1.26	1.43	4.98
<i>Hymenaea parvifolia</i>	16	8	1.11	2.12	1.64	4.87
<i>Guarea pendula</i>	23	7	1.59	1.81	1.43	4.84
<i>Guarea mollis</i>	28	6	1.94	1.63	1.23	4.80
<i>Protium puncticulatum</i>	31	8	2.15	0.93	1.64	4.72
<i>Tapirira guianensis</i>	22	7	1.52	1.68	1.43	4.64
<i>Inga alba</i>	28	7	1.94	1.11	1.43	4.49
<i>Jacaranda copaia</i>	22	8	1.52	1.22	1.64	4.38
<i>Ocotea canaliculata</i>	21	8	1.45	1.19	1.64	4.29
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	19	8	1.32	1.26	1.64	4.22
<i>Aniba burcherllii</i>	21	7	1.45	0.92	1.43	3.81
<i>Lecythis usitata</i> var. <i>paraensis</i>	13	8	0.90	1.09	1.64	3.63
<i>Virola cuspidata</i>	19	6	1.32	1.02	1.23	3.57
<i>Carapa guianensis</i>	25	3	1.73	1.21	0.61	3.55
<i>Dipteryx odorata</i>	12	7	0.83	1.25	1.43	3.52
<i>Nectandra micrantha</i>	22	5	1.52	0.89	1.02	3.44
<i>Rollinia exsucca</i>	17	7	1.18	0.67	1.43	3.28
<i>Caryocar villosum</i>	7	5	0.48	1.59	1.02	3.10
<i>Copaifera multijuga</i>	10	6	0.69	1.07	1.23	2.99
<i>Brosimum</i> sp.....	18	5	1.25	0.72	1.02	2.99
<i>Tabebuia serratifolia</i>	12	6	0.83	0.87	1.23	2.93
<i>Schefflera morototoni</i>	13	6	0.90	0.72	1.23	2.85
<i>Endopleura uchi</i>	13	6	0.90	0.69	1.23	2.82
<i>Laetia procera</i>	13	5	0.90	0.76	1.02	2.68
<i>Swartzia corrugata</i>	11	7	0.76	0.46	1.43	2.65
<i>Crudia glaberrima</i>	12	5	0.83	0.74	1.02	2.59
<i>Sterculia pilosa</i>	12	5	0.83	0.67	1.02	2.52
<i>Vochysia maxima</i>	7	4	0.48	1.20	0.82	2.50
<i>Tachigalia</i> sp.....	10	6	0.69	0.43	1.23	2.36
<i>Maytenus myrsinoides</i>	9	6	0.62	0.45	1.23	2.30
<i>Apuleia molaris</i>	6	5	0.42	0.83	1.02	2.27
<i>Diploptropis purpurea</i>	8	4	0.55	0.88	0.82	2.26
<i>Ormosia coccinea</i>	8	6	0.55	0.47	1.23	2.26
<i>Pouteria</i> sp2.....	8	6	0.55	0.41	1.23	2.20
<i>Bowdichia nitida</i>	8	5	0.55	0.44	1.02	2.02
<i>Glycidendron amazonicum</i>	8	5	0.55	0.37	1.02	1.95
<i>Saccoglottis guianensis</i>	10	4	0.69	0.44	0.82	1.95
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	7	5	0.48	0.43	1.02	1.94

Anexo E (continuação)

Espécie	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Re	IVI
<i>Pouteria</i> spl.....	9	4	0.62	0.42	0.82	1.86
<i>Sahagunia</i> racemifera.....	8	5	0.55	0.25	1.02	1.82
<i>Fusaea</i> longifolia.....	6	6	0.42	0.15	1.23	1.80
<i>Terminalia</i> amazonica.....	7	5	0.48	0.23	1.02	1.74
<i>Aspidosperma</i> desmanthum.....	6	4	0.42	0.50	0.82	1.74
<i>Olmedioperebea</i> sclerophylla.	8	4	0.55	0.35	0.82	1.72
<i>Eschweilera</i> coriacea.....	7	5	0.48	0.19	1.02	1.70
<i>Trimatococcus</i> paraensis.....	5	4	0.35	0.44	0.82	1.61
<i>Qualea</i> albiflora.....	5	3	0.35	0.63	0.61	1.59
<i>Simaruba</i> amara.....	5	4	0.35	0.41	0.82	1.58
<i>Virola</i> divergens.....	5	5	0.35	0.21	1.02	1.58
<i>Siparuna</i> guianensis.....	6	3	0.42	0.49	0.61	1.52
<i>Guatteria</i> amazonica.....	5	4	0.35	0.24	0.82	1.41
<i>Hymenolobium</i> exelsum.....	3	2	0.21	0.74	0.41	1.36
<i>Enterolobium</i> schomburgkii...	4	3	0.28	0.47	0.61	1.36
<i>Astronium</i> lecointei.....	6	3	0.42	0.32	0.61	1.35
<i>Cordia</i> goeldiana.....	4	4	0.28	0.23	0.82	1.33
<i>Pouteria</i> engleri.....	4	4	0.28	0.15	0.82	1.25
<i>Eschweilera</i> blanchetiana....	5	3	0.35	0.17	0.61	1.13
<i>Myrcia</i> falax.....	4	3	0.28	0.21	0.61	1.10
<i>Bagassa</i> guianensis.....	3	3	0.21	0.26	0.61	1.08
<i>Bocageopsis</i> multiflora.....	4	3	0.28	0.16	0.61	1.06
<i>Stryphnodendrom</i> pulcherrimum	4	3	0.28	0.16	0.61	1.05
<i>Platymiscium</i> duckei.....	4	3	0.28	0.16	0.61	1.05
<i>Goupia</i> glabra.....	3	2	0.21	0.36	0.41	0.98
<i>Couma</i> sp.....	5	2	0.35	0.22	0.41	0.97
<i>Symphonia</i> globulifera.....	3	3	0.21	0.15	0.61	0.97
<i>Swartzia</i> stipulifera.....	6	1	0.42	0.34	0.20	0.96
<i>Pouteria</i> laurifolia.....	3	3	0.21	0.13	0.61	0.95
<i>Apeiba</i> albiflora.....	4	2	0.28	0.22	0.41	0.91
<i>Coccoloba</i> latifolia.....	3	3	0.21	0.08	0.61	0.90
<i>Brosimum</i> parinarioides.....	4	2	0.28	0.18	0.41	0.87
<i>Cassia</i> leiandra.....	3	2	0.21	0.22	0.41	0.84
<i>Neea</i> sp.....	3	2	0.21	0.09	0.41	0.71
Não Identificada2.....	3	2	0.21	0.08	0.41	0.70
<i>Pouteria</i> sp3.....	2	2	0.14	0.11	0.41	0.66
<i>Brosimum</i> amplicoma.....	2	2	0.14	0.08	0.41	0.63
<i>Anacardium</i> spruceanum.....	2	2	0.14	0.08	0.41	0.62
<i>Byrsonima</i> crispa.....	2	2	0.14	0.06	0.41	0.61
<i>Enterolobium</i> maximum.....	1	1	0.07	0.26	0.20	0.53
<i>Hevea</i> brasiliensis.....	3	1	0.21	0.11	0.20	0.52
<i>Vatairea</i> sericea.....	2	1	0.14	0.16	0.20	0.51
<i>Piper</i> demeraranum.....	2	1	0.14	0.11	0.20	0.45
<i>Micropholis</i> guyanensis.....	2	1	0.14	0.09	0.20	0.43
<i>Vatairea</i> guianensis.....	2	1	0.14	0.05	0.20	0.40
<i>Diospyros</i> praetermissa.....	1	1	0.07	0.10	0.20	0.37
<i>Myrciaria</i> floribunda.....	1	1	0.07	0.08	0.20	0.35
<i>Croton</i> matourensis.....	1	1	0.07	0.08	0.20	0.35
<i>Bombax</i> paraensis.....	1	1	0.07	0.08	0.20	0.35
<i>Luehea</i> speciosa.....	1	1	0.07	0.06	0.20	0.33
<i>Ficus</i> anthelmintica.....	1	1	0.07	0.05	0.20	0.33
<i>Diospyros</i> guianensis.....	1	1	0.07	0.05	0.20	0.32
<i>Pachira</i> aquatica.....	1	1	0.07	0.05	0.20	0.32
<i>Pithecelobium</i> cauliflorum...	1	1	0.07	0.04	0.20	0.32
<i>Trichilia</i> sp.....	1	1	0.07	0.04	0.20	0.31
<i>Bixa</i> arborea.....	1	1	0.07	0.04	0.20	0.31

Anexo E (continuação)

Espécie	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Re	IVI
<i>Micropholis</i> sp.....	1	1	0.07	0.04	0.20	0.31
<i>Trichilia hirsuta</i>	1	1	0.07	0.04	0.20	0.31
<i>Talisia longifolia</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.31
<i>Symplocos</i> spl.....	1	1	0.07	0.03	0.20	0.31
<i>Mezilaurus itauba</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> ..	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Cassia lucens</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Hymatanthus sucuuba</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Licania heteromorpha</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Eschweilera amazonica</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Hevea</i> sp.....	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Peltogyne paradoxa</i>	1	1	0.07	0.03	0.20	0.30
<i>Swartzia arborescens</i>	1	1	0.07	0.02	0.20	0.30

Anexo F - Lista das espécies em ordem de valor de importância registradas para o Sítio 2 com 8 conglomerados (32 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Espécie	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Re	IVI
<i>Erismia uncinatum</i>	107	8	5.84	10.13	1.68	17.65
<i>Holopyxidium jarana</i>	119	8	6.50	7.70	1.68	15.88
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	138	8	7.54	5.90	1.68	15.11
<i>Manilkara huberi</i>	97	8	5.30	6.25	1.68	13.23
<i>Sclerolobium aff chrysophyllum</i>	79	8	4.31	3.84	1.68	9.84
<i>Nectandra mollis</i>	70	8	3.82	3.49	1.68	9.00
<i>Carapa guianensis</i>	75	5	4.10	3.51	1.05	8.66
<i>Virola melinonii</i>	69	8	3.77	2.73	1.68	8.18
Não Identificada1.....	59	8	3.22	3.08	1.68	7.98
<i>Piptadenia suaveolens</i>	48	8	2.62	3.59	1.68	7.90
<i>Tapirira guianensis</i>	42	8	2.29	3.14	1.68	7.11
<i>Protium puncticulatum</i>	68	8	3.71	1.70	1.68	7.09
<i>Bertholletia excelsa</i>	27	8	1.47	3.79	1.68	6.94
<i>Aniba burcherllii</i>	47	8	2.57	1.76	1.68	6.00
<i>Hymenaea courbaril</i>	21	8	1.15	2.45	1.68	5.28
<i>Astronium fraxinifolium</i>	25	7	1.37	2.35	1.47	5.19
<i>Virola cuspidata</i>	45	7	2.46	1.24	1.47	5.17
<i>Dialium guianensis</i>	35	8	1.91	1.30	1.68	4.89
<i>Tachigalia sp</i>	29	7	1.58	1.23	1.47	4.28
<i>Ocotea canaliculata</i>	26	8	1.42	1.07	1.68	4.17
<i>Endopleura uchi</i>	26	6	1.42	1.28	1.26	3.96
<i>Alexa grandiflora</i>	18	8	0.98	1.22	1.68	3.88
<i>Inga alba</i>	24	8	1.31	0.87	1.68	3.86
<i>Helicostylis pedunculata</i>	25	7	1.37	0.95	1.47	3.78
<i>Nectandra micrantha</i>	25	6	1.37	0.82	1.26	3.44
<i>Enterolobium schomburgkii</i> ...	13	8	0.71	0.97	1.68	3.36
<i>Cordia bicolor</i>	17	8	0.93	0.69	1.68	3.30
<i>Lecythis usitata var paraensis</i>	18	5	0.98	1.09	1.05	3.12
<i>Crudia glaberrima</i>	15	8	0.82	0.54	1.68	3.04
<i>Brosimum sp</i>	17	6	0.93	0.78	1.26	2.97
<i>Rollinia exsucca</i>	14	8	0.76	0.43	1.68	2.87
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	15	7	0.82	0.48	1.47	2.77
<i>Dipteryx odorata</i>	11	7	0.60	0.62	1.47	2.69
<i>Olmedioperebea sclerophylla</i> .	11	8	0.60	0.40	1.68	2.68
<i>Vochysia maxima</i>	8	4	0.44	1.40	0.84	2.67
<i>Symphonia globulifera</i>	16	6	0.87	0.53	1.26	2.66
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	13	6	0.71	0.62	1.26	2.59
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	12	5	0.66	0.76	1.05	2.46
<i>Maytenus myrsinoides</i>	13	6	0.71	0.47	1.26	2.44
<i>Qualea albiflora</i>	8	5	0.44	0.88	1.05	2.37
<i>Jacaranda copaia</i>	11	6	0.60	0.51	1.26	2.37
<i>Simaruba amara</i>	8	5	0.44	0.62	1.05	2.10
<i>Parkia pendula</i>	10	4	0.55	0.62	0.84	2.01
<i>Anacardium spruceanum</i>	8	6	0.44	0.28	1.26	1.97
<i>Bowdichia nitida</i>	12	4	0.66	0.47	0.84	1.97
<i>Apuleia molaris</i>	6	3	0.33	0.92	0.63	1.88
<i>Hymenaea parvifolia</i>	10	3	0.55	0.62	0.63	1.80
<i>Pouteria sp2</i>	8	5	0.44	0.30	1.05	1.79
<i>Bocageopsis multiflora</i>	9	5	0.49	0.23	1.05	1.77
<i>Fusaea longifolia</i>	9	5	0.49	0.20	1.05	1.74
<i>Swartzia corrugata</i>	7	5	0.38	0.30	1.05	1.73
<i>Sterculia pilosa</i>	10	4	0.55	0.33	0.84	1.72
<i>Siparuna guianensis</i>	7	4	0.38	0.47	0.84	1.69

exo F (continuação)

pécie	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Re	IVI
menolobium excelsum.....	4	4	0.22	0.52	0.84	1.58
ccoglottis guianensis.....	7	4	0.38	0.27	0.84	1.49
atteria amazonica.....	5	5	0.27	0.16	1.05	1.49
hagunia racemifera.....	8	4	0.44	0.20	0.84	1.48
upia glabra.....	4	3	0.22	0.54	0.63	1.39
etia procera.....	5	4	0.27	0.27	0.84	1.39
plotropis purpurea.....	5	3	0.27	0.45	0.63	1.35
paifera multijuga.....	6	3	0.33	0.39	0.63	1.35
thecelobium racemosum.....	6	4	0.33	0.13	0.84	1.30
chweilera coriacea.....	5	4	0.27	0.16	0.84	1.27
cania incana.....	5	3	0.27	0.16	0.63	1.06
tronium leccointei.....	4	3	0.22	0.18	0.63	1.03
ccoloba latifolia.....	4	3	0.22	0.09	0.63	0.94
bebuia serratifolia.....	3	3	0.16	0.11	0.63	0.90
atymiscium duckei.....	5	2	0.27	0.21	0.42	0.90
ycidendron amazonicum.....	5	2	0.27	0.20	0.42	0.89
par demeraranum.....	3	3	0.16	0.09	0.63	0.89
arifuga.....	4	2	0.22	0.23	0.42	0.87
agens.....	4	2	0.22	0.15	0.42	0.79
guianensis.....	2	2	0.11	0.20	0.42	0.72
ca canelilla.....	2	2	0.11	0.19	0.42	0.71
chweilera amara.....	3	2	0.16	0.13	0.42	0.71
rdia goeldiana.....	3	2	0.16	0.12	0.42	0.70
mosia coccinea.....	3	2	0.16	0.10	0.42	0.69
mplocos sp2.....	3	2	0.16	0.09	0.42	0.68
iba pentandra.....	1	1	0.05	0.41	0.21	0.67
arisia racemosa.....	3	2	0.16	0.07	0.42	0.65
hefflera morototoni.....	2	2	0.11	0.11	0.42	0.64
chira aquatica.....	2	2	0.11	0.11	0.42	0.64
ryphnodendrom pulcherrimum	2	2	0.11	0.09	0.42	0.62
artzia arborescens.....	2	2	0.11	0.08	0.42	0.61
osimum parinarioides.....	2	2	0.11	0.07	0.42	0.60
tairea sericea.....	2	2	0.11	0.06	0.42	0.59
rminalia amazonica.....	2	2	0.11	0.05	0.42	0.58
uteria spl.....	2	2	0.11	0.05	0.42	0.58
eiba albiflora.....	2	1	0.11	0.12	0.21	0.44
lisia coriacea.....	2	1	0.11	0.08	0.21	0.40
rcia falax.....	2	1	0.11	0.08	0.21	0.39
ryocar villosum.....	1	1	0.05	0.12	0.21	0.38
psimum amplicoma.....	2	1	0.11	0.05	0.21	0.37
lerolobium guianensis.....	1	1	0.05	0.10	0.21	0.36
drela odorata.....	1	1	0.05	0.09	0.21	0.36
ssia spruceana.....	1	1	0.05	0.08	0.21	0.35
uepia bracteosa.....	1	1	0.05	0.07	0.21	0.33
o Identificada3.....	1	1	0.05	0.07	0.21	0.33
ehea speciosa.....	1	1	0.05	0.05	0.21	0.32
chigalia alba.....	1	1	0.05	0.05	0.21	0.32
ea sp.....	1	1	0.05	0.05	0.21	0.31
ichilia sp.....	1	1	0.05	0.04	0.21	0.30
ltogyne paradoxa.....	1	1	0.05	0.04	0.21	0.30
o Identificada2.....	1	1	0.05	0.04	0.21	0.30
ssia lucens.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.30
zania heteromorpha.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.30
artzia acuminata.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.30
mplocos spl.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.30
cinarium barbatum.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.29

continuação)

	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Re	IVI
essmanni.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.29
a paraensis.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.29
ttis amazonica.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.29
lis sp.....	1	1	0.05	0.03	0.21	0.29
occus paraensis.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
obium cauliflorum...	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
a hirsuta.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
engleri.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
pallidum.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
rea.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
latum.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.29
eximum.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28
guyanensis.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28
ora schomburgkiana..	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28
atourensis.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28
era blanchetiana....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28
ubra.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28
tificada4.....	1	1	0.05	0.02	0.21	0.28

Anexo G - Lista das espécies em ordem de valor de importância registradas para o Sítio 3 com 9 conglomerados (36 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Espécie	Nº Ind	Nº Amo	Dens. Rel	Dom. Rel	Freq. Re	IVI
<i>Erisma uncinatum</i>	171	9	9.92	14.97	1.83	26.72
<i>Leptopyxidium jarana</i>	137	9	7.95	9.11	1.83	18.88
<i>Arapa guianensis</i>	103	6	5.97	4.45	1.22	11.65
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	95	9	5.51	4.04	1.83	11.37
Não Identificada1.....	73	9	4.23	4.79	1.83	10.85
<i>Piptadenia suaveolens</i>	67	9	3.89	4.93	1.83	10.64
<i>Manilkara huberi</i>	64	9	3.71	4.13	1.83	9.67
<i>Virola melinonii</i>	72	9	4.18	2.43	1.83	8.43
<i>Sclerolobium aff. chrysophyllum</i>	69	8	4.00	2.79	1.62	8.41
<i>Bertholletia excelsa</i>	28	8	1.62	3.99	1.62	7.24
<i>Hymenaea courbaril</i>	27	8	1.57	3.56	1.62	6.75
<i>Tapirira guianensis</i>	26	7	1.51	2.03	1.42	4.96
<i>Nectandra mollis</i>	32	9	1.86	1.27	1.83	4.95
<i>Virola cuspidata</i>	37	9	2.15	0.86	1.83	4.84
<i>Astronium fraxinifolium</i>	28	6	1.62	1.97	1.22	4.81
<i>Vochysia maxima</i>	12	6	0.70	2.89	1.22	4.81
<i>Helicostylis pedunculata</i>	29	9	1.68	0.91	1.83	4.41
<i>Nectandra micrantha</i>	27	9	1.57	0.81	1.83	4.20
<i>Aniba burcherllii</i>	30	7	1.74	1.04	1.42	4.20
<i>Dipteryx odorata</i>	18	8	1.04	1.49	1.62	4.15
<i>Protium puncticulatum</i>	27	9	1.57	0.65	1.83	4.04
<i>Trimatococcus paraensis</i>	16	8	0.93	1.21	1.62	3.77
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	17	8	0.99	1.11	1.62	3.72
<i>Lecythis usitata</i> var. <i>paraensis</i>	19	6	1.10	1.28	1.22	3.60
<i>Dialium guianensis</i>	20	8	1.16	0.61	1.62	3.40
<i>Inga alba</i>	18	9	1.04	0.50	1.83	3.37
<i>Apuleia molaris</i>	11	6	0.64	1.45	1.22	3.31
<i>Brosimum</i> sp.....	18	7	1.04	0.68	1.42	3.14
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	15	7	0.87	0.66	1.42	2.95
<i>Saccoglottis guianensis</i>	14	8	0.81	0.48	1.62	2.91
<i>Jacaranda copaia</i>	16	6	0.93	0.60	1.22	2.74
<i>Tachigalia</i> sp.....	14	7	0.81	0.46	1.42	2.69
<i>Glycidendron amazonicum</i>	10	6	0.58	0.83	1.22	2.63
<i>Rollinia exsucca</i>	13	7	0.75	0.38	1.42	2.56
<i>Bowdichia nitida</i>	12	6	0.70	0.57	1.22	2.49
<i>Symphonia globulifera</i>	14	6	0.81	0.44	1.22	2.47
<i>Parkia pendula</i>	10	6	0.58	0.58	1.22	2.38
<i>Hymenaea parvifolia</i>	10	6	0.58	0.58	1.22	2.38
<i>Crudia glaberrima</i>	10	6	0.58	0.49	1.22	2.29
<i>Laetia procera</i>	11	5	0.64	0.51	1.01	2.16
<i>Fusaea longifolia</i>	9	7	0.52	0.21	1.42	2.15
<i>Copaifera multijuga</i>	10	4	0.58	0.72	0.81	2.11
<i>Alexa grandiflora</i>	7	6	0.41	0.41	1.22	2.03
<i>Maytenus myrsinoides</i>	9	6	0.52	0.29	1.22	2.03
<i>Cordia bicolor</i>	14	3	0.81	0.59	0.61	2.01
<i>Pouteria</i> sp2.....	8	6	0.46	0.33	1.22	2.01
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	8	6	0.46	0.31	1.22	1.99
<i>Enterolobium schomburgkii</i> ...	7	5	0.41	0.56	1.01	1.98
<i>Pouteria</i> spl.....	8	5	0.46	0.34	1.01	1.82
<i>Diplotropis purpurea</i>	10	3	0.58	0.62	0.61	1.81

Anexo G (continuação)

Espécie	Nº Ind	Nº Amo	Dens. Rel	Dom. Rel	Freq. Re	IVI
<i>Vatairea guianensis</i>	9	4	0.52	0.46	0.81	1.79
<i>Bocageopsis multiflora</i>	8	5	0.46	0.21	1.01	1.68
<i>Schefflera morototoni</i>	8	4	0.46	0.40	0.81	1.68
<i>Ormosia coccinea</i>	6	5	0.35	0.23	1.01	1.59
<i>Enterolobium maximum</i>	4	3	0.23	0.72	0.61	1.56
<i>Platymiscium duckei</i>	6	5	0.35	0.18	1.01	1.54
<i>Swartzia corrugata</i>	7	4	0.41	0.31	0.81	1.52
<i>Eschweilera coriacea</i>	5	5	0.29	0.14	1.01	1.44
<i>Tabebuia serratifolia</i>	5	4	0.29	0.28	0.81	1.38
<i>Eschweilera blanchetiana</i>	8	3	0.46	0.24	0.61	1.32
<i>Simaruba amara</i>	6	3	0.35	0.30	0.61	1.26
<i>Cordia goeldiana</i>	5	4	0.29	0.14	0.81	1.24
<i>Hymenolobium excelsum</i>	3	3	0.17	0.42	0.61	1.20
<i>Pachira aquatica</i>	4	3	0.23	0.34	0.61	1.18
<i>Virola divergens</i>	4	4	0.23	0.10	0.81	1.14
<i>Ocotea canaliculata</i>	5	3	0.29	0.19	0.61	1.09
<i>Apeiba albiflora</i>	5	3	0.29	0.19	0.61	1.09
<i>Anacardium spruceanum</i>	5	3	0.29	0.18	0.61	1.08
<i>Guatteria amazonica</i>	5	3	0.29	0.18	0.61	1.08
<i>Olmedioperebea sclerophylla</i> ..	5	3	0.29	0.16	0.61	1.06
<i>Cassia lucens</i>	5	3	0.29	0.16	0.61	1.06
<i>Diospyros praetermissa</i>	3	3	0.17	0.21	0.61	0.99
<i>Caryocar villosum</i>	3	2	0.17	0.40	0.41	0.98
<i>Neea</i> sp.....	4	3	0.23	0.13	0.61	0.97
<i>Goupia glabra</i>	5	1	0.29	0.47	0.20	0.96
<i>Endopleura uchi</i>	4	3	0.23	0.11	0.61	0.95
<i>Tachigalia alba</i>	3	2	0.17	0.36	0.41	0.94
<i>Stryphnodendrom pulcherrimum</i>	3	3	0.17	0.09	0.61	0.88
<i>Pithecelobium cauliflorum</i> ...	3	3	0.17	0.07	0.61	0.85
<i>Connarus angustifolius</i>	3	3	0.17	0.06	0.61	0.85
<i>Couma</i> sp.....	3	3	0.17	0.06	0.61	0.85
<i>Hevea brasiliensis</i>	3	2	0.17	0.15	0.41	0.73
<i>Astronium lecointei</i>	3	2	0.17	0.12	0.41	0.70
<i>Vatairea sericea</i>	2	2	0.12	0.11	0.41	0.63
<i>Luehea speciosa</i>	2	2	0.12	0.06	0.41	0.58
<i>Piper demeraranum</i>	2	2	0.12	0.06	0.41	0.58
<i>Pithecelobium racemosum</i>	2	2	0.12	0.04	0.41	0.56
<i>Terminalia amazonica</i>	2	2	0.12	0.04	0.41	0.56
<i>Qualea albiflora</i>	2	1	0.12	0.12	0.20	0.44
<i>Swartzia arborescens</i>	1	1	0.06	0.15	0.20	0.41
<i>Bagassa guianensis</i>	1	1	0.06	0.08	0.20	0.34
<i>Siparuna guianensis</i>	1	1	0.06	0.07	0.20	0.33
<i>Talisia coriacea</i>	1	1	0.06	0.06	0.20	0.33
<i>Protium pallidum</i>	1	1	0.06	0.05	0.20	0.31
<i>Cedrela odorata</i>	1	1	0.06	0.04	0.20	0.30
<i>Pouteria macrophylla</i>	1	1	0.06	0.03	0.20	0.29
<i>Licania heteromorpha</i>	1	1	0.06	0.03	0.20	0.29
<i>Parkia multijuga</i>	1	1	0.06	0.03	0.20	0.29
<i>Cassia apoucouita</i>	1	1	0.06	0.03	0.20	0.29
<i>Trichilia hirsuta</i>	1	1	0.06	0.03	0.20	0.29
<i>Mezilaurus itauba</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.29
Não Identificada3.....	1	1	0.06	0.02	0.20	0.29
<i>Couepia bracteosa</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28

Anexo G (continuação)

Espécie	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Re	IVI
<i>Eschweilera amara</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Coccoloba latifolia</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Cassia leiandra</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Myrcia falax</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Hymatanthus sucuuba</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Bombax paraensis</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Myrciaria floribunda</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Swartzia stipulifera</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Agave pentandra</i>	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> ..	1	1	0.06	0.02	0.20	0.28

Anexo H - Lista das espécies em ordem de valor de importância registradas para o Sítio 3 com 11 conglomerados (44 ha) em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

Espécie	NºInd	NºAmo	Dens.Rel	Dom.Rel	Freq.Rel	IVI
<i>Erisma uncinatum</i>	160	11	6.14	10.98	1.64	18.76
<i>Holopyxidium jarana</i>	193	11	7.41	8.31	1.64	17.37
<i>Manilkara huberi</i>	151	11	5.80	6.14	1.64	13.58
<i>Sclerolobium</i> aff. <i>chrysophyllum</i>	154	11	5.91	4.17	1.64	11.73
<i>Carapa guianensis</i>	143	8	5.49	4.57	1.19	11.26
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	139	11	5.34	3.41	1.64	10.39
<i>Nectandra mollis</i>	110	11	4.22	3.75	1.64	9.61
Não Identificada1.....	88	11	3.38	3.94	1.64	8.96
<i>Piptadenia suaveolens</i>	72	11	2.76	3.42	1.64	7.83
<i>Viola melinonii</i>	94	11	3.61	2.05	1.64	7.30
<i>Bertholletia excelsa</i>	40	10	1.54	4.14	1.49	7.17
<i>Vochysia maxima</i>	24	11	0.92	3.43	1.64	5.99
<i>Endopleura uchi</i>	61	11	2.34	1.71	1.64	5.69
<i>Hymenaea courbaril</i>	30	11	1.15	2.64	1.64	5.43
<i>Tapirira guianensis</i>	41	11	1.57	2.11	1.64	5.32
<i>Lecythis usitata</i> var. <i>paraensis</i>	36	10	1.38	2.17	1.49	5.04
<i>Protium puncticulatum</i>	65	10	2.50	1.04	1.49	5.03
<i>Dialium guianensis</i>	44	11	1.69	0.92	1.64	4.25
<i>Dipteryx odorata</i>	26	10	1.00	1.75	1.49	4.25
<i>Astronium fraxinifolium</i>	30	11	1.15	1.44	1.64	4.23
<i>Helicostylis pedunculata</i>	42	11	1.61	0.89	1.64	4.14
<i>Viola cuspidata</i>	45	10	1.73	0.74	1.49	3.96
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	28	10	1.08	1.13	1.49	3.70
<i>Bowdichia nitida</i>	24	10	0.92	1.01	1.49	3.43
<i>Aniba burcherllii</i>	33	9	1.27	0.78	1.34	3.39
<i>Ocotea canaliculata</i>	30	9	1.15	0.74	1.34	3.23
<i>Inga alba</i>	30	10	1.15	0.59	1.49	3.23
<i>Brosimum</i> sp.....	29	9	1.11	0.77	1.34	3.23
<i>Nectandra micrantha</i>	29	10	1.11	0.58	1.49	3.18
<i>Caryocar villosum</i>	14	6	0.54	1.61	0.90	3.05
<i>Rollinia exsucca</i>	27	10	1.04	0.49	1.49	3.02
<i>Tachigalia</i> sp.....	26	9	1.00	0.56	1.34	2.90
<i>Parkia pendula</i>	18	9	0.69	0.82	1.34	2.86
<i>Hymenaea parvifolia</i>	15	9	0.58	0.80	1.34	2.72
<i>Crudia glaberrima</i>	21	9	0.81	0.57	1.34	2.72
<i>Olmedioperebea sclerophylla</i> .	17	8	0.65	0.47	1.19	2.32
<i>Symphonia globulifera</i>	18	8	0.69	0.37	1.19	2.26
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	20	7	0.77	0.44	1.04	2.25
<i>Glycidendron amazonicum</i>	16	8	0.61	0.42	1.19	2.23
<i>Diploptropis purpurea</i>	15	6	0.58	0.75	0.90	2.22
<i>Swartzia corrugata</i>	14	7	0.54	0.44	1.04	2.02
<i>Ormosia coccinea</i>	13	8	0.50	0.33	1.19	2.02
<i>Pouteria</i> sp2.....	11	8	0.42	0.34	1.19	1.96
<i>Hymenolobium excelsum</i>	7	5	0.27	0.94	0.75	1.95
<i>Tabebuia serratifolia</i>	11	7	0.42	0.37	1.04	1.84
<i>Alexa grandiflora</i>	15	6	0.58	0.34	0.90	1.81
<i>Goupia glabra</i>	11	4	0.42	0.73	0.60	1.75
<i>Maytenus myrsinoides</i>	11	7	0.42	0.28	1.04	1.75
<i>Copaifera multijuga</i>	9	5	0.35	0.52	0.75	1.61
<i>Siparuna guianensis</i>	9	6	0.35	0.30	0.90	1.54

Anexo H (continuação)

Espécie	Nº Ind	Nº Amo	Dens. Rel	Dom. Rel	Freq. Rel	IVI
<i>Enterolobium schomburgkii</i> ...	7	6	0.27	0.34	0.90	1.50
<i>Laetia procera</i>	9	6	0.35	0.26	0.90	1.50
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	9	6	0.35	0.26	0.90	1.50
<i>Apeiba albiflora</i>	8	6	0.31	0.23	0.90	1.43
<i>Pouteria spl</i>	13	4	0.50	0.32	0.60	1.42
<i>Eschweilera coriacea</i>	12	5	0.46	0.20	0.75	1.41
<i>Enterolobium maximum</i>	5	5	0.19	0.46	0.75	1.40
<i>Qualea albiflora</i>	6	6	0.23	0.27	0.90	1.40
<i>Platymiscium duckei</i>	8	5	0.31	0.20	0.75	1.25
<i>Terminalia amazonica</i>	6	6	0.23	0.12	0.90	1.24
<i>Saccoglottis guianensis</i>	8	5	0.31	0.18	0.75	1.23
<i>Anacardium spruceanum</i>	7	5	0.27	0.22	0.75	1.23
<i>Astronium lecointei</i>	6	5	0.23	0.20	0.75	1.17
<i>Vatairea guianensis</i>	6	4	0.23	0.34	0.60	1.17
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> ..	6	5	0.23	0.16	0.75	1.14
<i>Sterculia pilosa</i>	9	4	0.35	0.17	0.60	1.11
<i>Mezilaurus itauba</i>	4	4	0.15	0.36	0.60	1.11
<i>Fusaea longifolia</i>	6	5	0.23	0.09	0.75	1.07
<i>Trimatococcus paraensis</i>	6	4	0.23	0.23	0.60	1.06
<i>Cordia goeldiana</i>	7	4	0.27	0.13	0.60	1.00
<i>Micropholis guyanensis</i>	6	4	0.23	0.16	0.60	0.98
<i>Schefflera morototoni</i>	5	4	0.19	0.17	0.60	0.96
<i>Virola divergens</i>	5	4	0.19	0.17	0.60	0.96
<i>Simaruba amara</i>	5	4	0.19	0.13	0.60	0.92
<i>Bagassa guianensis</i>	4	4	0.15	0.15	0.60	0.90
<i>Pithecelobium racemosum</i>	4	4	0.15	0.05	0.60	0.80
<i>Cordia bicolor</i>	5	3	0.19	0.16	0.45	0.80
<i>Licania incana</i>	8	2	0.31	0.19	0.30	0.79
<i>Bocageopsis multiflora</i>	5	3	0.19	0.08	0.45	0.72
<i>Parkia multijuga</i>	3	3	0.12	0.10	0.45	0.66
<i>Coccoloba latifolia</i>	4	3	0.15	0.06	0.45	0.66
<i>Apuleia molaris</i>	3	3	0.12	0.09	0.45	0.66
<i>Cedrela odorata</i>	2	2	0.08	0.28	0.30	0.65
<i>Brosimum amplicoma</i>	3	3	0.12	0.09	0.45	0.65
<i>Jacaranda copaia</i>	3	3	0.12	0.08	0.45	0.64
<i>Brosimum parinarioides</i>	3	3	0.12	0.05	0.45	0.62
<i>Sahagunia racemifera</i>	3	3	0.12	0.05	0.45	0.61
<i>Pouteria macrophylla</i>	3	3	0.12	0.04	0.45	0.60
<i>Bixa arborea</i>	4	2	0.15	0.12	0.30	0.57
<i>Hymenolobium sp</i>	2	2	0.08	0.19	0.30	0.57
<i>Roupala sp</i>	3	2	0.12	0.13	0.30	0.55
<i>Clarisia racemosa</i>	3	2	0.12	0.12	0.30	0.53
<i>Talisia coriacea</i>	3	2	0.12	0.06	0.30	0.47
<i>Eschweilera blanchetiana</i>	3	2	0.12	0.05	0.30	0.46
<i>Micropholis sp</i>	3	2	0.12	0.04	0.30	0.46
<i>Eschweilera amazonica</i>	2	2	0.08	0.07	0.30	0.45
<i>Stryphnodendrom pulcherrimum</i>	2	2	0.08	0.06	0.30	0.43
<i>Diospyros guianensis</i>	2	2	0.08	0.05	0.30	0.43
<i>Aniba canelilla</i>	2	2	0.08	0.05	0.30	0.43
<i>Diospyros praetermissa</i>	2	2	0.08	0.05	0.30	0.42
<i>Pachira aquatica</i>	2	2	0.08	0.05	0.30	0.42
<i>Pithecelobium cauliflorum</i> ...	2	2	0.08	0.04	0.30	0.41
<i>Myrcia falax</i>	2	2	0.08	0.04	0.30	0.41

Anexo H (continuação)

Espécie	Nº Ind	Nº Amo	Dens. Rel	Dom. Rel	Freq. Rel	IVI
Não Identificada2.....	2	2	0.08	0.03	0.30	0.41
Talisia longifolia.....	2	2	0.08	0.03	0.30	0.41
Ceiba pentandra.....	1	1	0.04	0.15	0.15	0.34
Piper demeraranum.....	2	1	0.08	0.10	0.15	0.32
Cassia spruceana.....	2	1	0.08	0.05	0.15	0.28
Neea sp.....	2	1	0.08	0.05	0.15	0.28
Tachigalia alba.....	2	1	0.08	0.04	0.15	0.27
Saccoglottis amazonica.....	2	1	0.08	0.04	0.15	0.26
Couma sp.....	2	1	0.08	0.03	0.15	0.25
Parinarium barbatum.....	2	1	0.08	0.03	0.15	0.25
Chaunochi Kappleri.....	1	1	0.04	0.05	0.15	0.24
Protium apiculatum.....	1	1	0.04	0.04	0.15	0.23
Swartzia arborescens.....	1	1	0.04	0.03	0.15	0.22
Licania heteromorpha.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.21
Luehea speciosa.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.21
Swartzia stipulifera.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.21
Pouteria engleri.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.21
Guarea costata.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.20
Symplocos spl.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.20
Guatteria amazonica.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.20
Hippocratea volubitis.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.20
Trichilia hirsuta.....	1	1	0.04	0.02	0.15	0.20
Couma guianensis.....	1	1	0.04	0.01	0.15	0.20
Bombax paraensis.....	1	1	0.04	0.01	0.15	0.20
Swartzia acuminata.....	1	1	0.04	0.01	0.15	0.20
Sloanea grandiflora.....	1	1	0.04	0.01	0.15	0.20
Heisteria flexuosa.....	1	1	0.04	0.01	0.15	0.20

ANEXO I – Relação das espécies registradas nos quatro sítios gerados por análise de agrupamento (144 ha amostrados) destacando as espécies exclusivas, em uma área na FLONA do Tapajós; PA.

Espécie	SIT 1	SIT 2	SIT 3	SIT 4
<i>Alexa grandiflora</i>	*	*	*	*
<i>Anacardium spruceanum</i>	*	*	*	*
<i>Aniba burcherllii</i>	*	*	*	*
<i>Aniba canelilla</i>		*		*
<i>Annona tessmanni</i>		*	*	*
<i>Apeiba albiflora</i>	*	*	*	*
<i>Apuleia molaris</i>	*	*	*	*
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	*	*	*	*
<i>Astronium fraxinifolium</i>	*	*	*	*
<i>Astronium lecointei</i>	*		*	*
<i>Bagassa guianensis</i>	*	*	*	*
<i>Bertholletia excelsa</i>	*	*		*
<i>Bixa arborea</i>	*	*	*	*
<i>Bocageopsis multiflora</i>	*	*	*	*
<i>Bombax paraensis</i>	*		*	*
<i>Bowdichia nitida</i>	*	*		*
<i>Brosimum amplicomia</i>	*	*		*
<i>Brosimum parinarioides</i>	*	*	*	*
<i>Brosimum sp.</i>	*	*		*
<i>Byrsonima crispa</i>	*	*	*	*
<i>Carapa guianensis</i>	*	*	*	*
<i>Caryocar villosum</i>			*	
<i>Cassia apoucouita</i>			*	
<i>Cassia leiandra</i>	*	*	*	
<i>Cassia lucens</i>		*		*
<i>Cassia spruceana</i>		*	*	*
<i>Cedrela odorata</i>		*		*
<i>Ceiba pentandra</i>				*
<i>Chaunochi Kappleri</i>		*		*
<i>Clarisia racemosa</i>	*	*	*	*
<i>Coccoloba latifolia</i>			*	
<i>Connarus angustifolius</i>	*	*	*	*
<i>Copaifera multijuga</i>	*	*	*	*
<i>Cordia bicolor</i>	*	*	*	*
<i>Cordia goeldiana</i>		*	*	
<i>Couepia bracteosa</i>				*
<i>Couma guianensis</i>	*		*	*
<i>Couma sp.</i>	*	*		
<i>Croton matourensis</i>	*	*	*	*
<i>Crudia glaberrima</i>	*	*	*	*
<i>Dialium guianensis</i>	*			*
<i>Diospyros guianensis</i>	*		*	*
<i>Diospyros praetermissa</i>	*	*	*	*
<i>Diploptropis purpurea</i>	*	*	*	*
<i>Dipteryx odorata</i>				

Anexo I (continuação)

Espécie	SIT 1	SIT 2	SIT 3	SIT 4
<i>Endopleura uchi</i>	*	*	*	*
<i>Erisma uncinatum</i>	*	*	*	*
<i>Eschweilera coriacea</i>	*	*	*	*
<i>Eschweilera amara</i>		*	*	
<i>Eschweilera amazonica</i>	*			*
<i>Eschweilera blanchetiana</i>	*	*	*	*
Fagara pentandra			*	
Ficus anthelmintica	*			
<i>Fusaea longifolia</i>	*	*	*	*
<i>Glycidendron amazonicum</i>	*	*	*	*
<i>Goupia glabra</i>	*	*	*	*
Guarea costata				*
<i>Guatteria amazonica</i>	*	*	*	*
Heisteria flexuosa				*
<i>Helicostylis pedunculata</i>	*	*	*	*
<i>Hevea brasiliensis</i>	*		*	
Hevea sp.	*			
Hippocratea volubilis				*
<i>Holopyxidium jarana</i>	*	*	*	*
<i>Hymatanthus sucuuba</i>	*		*	
<i>Hymenaea courbaril</i>	*	*	*	*
<i>Hymenaea parvifolia</i>	*	*	*	*
<i>Hymenolobium excelsum</i>	*	*	*	*
Hymenolobium sp.				*
<i>Inga alba</i>	*	*	*	*
<i>Jacaranda copaia</i>	*	*	*	*
<i>Laetia procera</i>	*	*	*	*
<i>Lecythis usitata</i> var. <i>paraensis</i>	*	*	*	*
<i>Licania heteromorpha</i>	*	*	*	*
<i>Licania incana</i>		*		*
<i>Luehea speciosa</i>	*	*	*	*
Continua...				
<i>Manilkara huberi</i>	*	*	*	*
Manilkara paraensis		*		
<i>Maytenus myrsinoides</i>	*	*	*	*
<i>Mezilaurus itauba</i>	*		*	*
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	*	*	*	*
<i>Micropholis guyanensis</i>	*	*		*
<i>Micropholis sp.</i>	*	*		*
<i>Myrcia falax</i>	*	*	*	*
<i>Myrciaria floribunda</i>	*		*	
Não Identificada1	*	*	*	*
Não Identificada2	*	*		*
Não Identificada3		*	*	
Não identificada4		*		
<i>Nectandra micrantha</i>	*	*	*	*
<i>Nectandra mollis</i>	*	*	*	*
<i>Neea sp.</i>	*	*	*	*
<i>Ocotea canaliculata</i>	*	*	*	*

<i>Ocotea rubra</i>		*		
Anexo I (continuação)				
Espécie	SIT 1	SIT 2	SIT 3	SIT 4
<i>Olmedioperebea sclerophylla</i>	*	*	*	*
<i>Parinarium barbatum</i>		*		*
<i>Parkia multijuga</i>		*	*	*
<i>Parkia pendula</i>	*	*	*	*
<i>Peltogyne paradoxa</i>	*	*		
<i>Piper demeraranum</i>	*	*	*	*
<i>Piptadenia suaveolens</i>	*	*	*	*
<i>Pithecelobium cauliflorum</i>	*	*	*	*
<i>Pithecelobium racemosum</i>		*	*	*
<i>Platymiscium duckei</i>	*	*	*	*
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	*	*	*	*
<i>Pouteria engleri</i>	*	*		*
<i>Pouteria laurifolia</i>	*			
<i>Pouteria macrophylla</i>			*	*
<i>Pouteria sp1</i>	*	*	*	*
<i>Pouteria sp2</i>	*	*	*	*
<i>Pouteria sp3</i>	*			
<i>Protium apiculatum</i>		*		*
<i>Protium pallidum</i>		*	*	
<i>Protium puncticulatum</i>	*	*	*	*
<i>Qualea albiflora</i>	*	*	*	*
<i>Rollinia exsucca</i>	*	*	*	*
<i>Roupala sp.</i>				*
<i>Saccoglottis amazonica</i>		*		*
<i>Saccoglottis guianensis</i>	*	*	*	*
<i>Sahagunia racemifera</i>	*	*		*
<i>Schefflera morototoni</i>	*	*	*	*
<i>Sclerolobium aff. chrysophyllum</i>	*	*	*	*
<i>Sclerolobium guianensis</i>		*		
<i>Simaruba amara</i>	*	*	*	*
<i>Siparuna guianensis</i>	*	*	*	*
<i>Sloanea grandiflora</i>				*
<i>Sterculia pilosa</i>	*	*		*
<i>Stryphnodendrom pulcherrimum</i>	*	*	*	*
<i>Swartzia acuminata</i>		*		*
<i>Swartzia arborescens</i>	*	*	*	*
<i>Swartzia corrugata</i>	*	*	*	*
<i>Swartzia stipulifera</i>	*		*	*
<i>Symphonia globulifera</i>	*	*	*	*
<i>Symplocos sp1</i>	*	*		*
<i>Symplocos sp2</i>		*		
<i>Tabebuia serratifolia</i>	*	*	*	*
<i>Tachigalia alba</i>		*	*	*
<i>Tachigalia myrmecophila</i>	*	*	*	*
<i>Tachigalia sp.</i>	*	*	*	*
<i>Talisia coriacea</i>		*	*	*
<i>Talisia longifolia</i>	*			*
<i>Tapirira guianensis</i>	*	*	*	*

Anexo I (continuação)

Espécie	SIT 1	SIT 2	SIT 3	SIT 4
<i>Terminalia amazonica</i>	*	*	*	*
<i>Trattinickia rhoifolia</i>	*	*	*	*
<i>Trichilia hirsuta</i>	*	*	*	*
<i>Vatairea guianensis</i>	*	*	*	*
<i>Vatairea sericea</i>	*	*	*	
<i>Virola cuspidata</i>	*	*	*	*
<i>Virola divergens</i>	*	*	*	*
<i>Virola melinonii</i>	*	*	*	*
<i>Vochysia maxima</i>	*	*	*	*
TOTAL	121	127	113	130

Anexo J – Matriz Primária de variáveis originais de ordem 36x6, onde as linhas representam os conglomerados classificados nos sítios e as colunas as variáveis número de indivíduos (N° ind), número de espécies (N° spp), área basal - (G), altura comercial média ($\bar{H}$), diâmetro à altura do peito médio ($\overline{DAP}$) e volume (Vol), em uma área na FLONA do Tapajós; PA:

SÍTIO	CONG	N° ind	N° spp	G	$\bar{H}$	$\overline{DAP}$	Vol
1	3	200	60	40,6595	15,3	48,1	669,7562
1	4	188	66	40,9394	15,1	48,8	675,8829
1	5	203	64	40,9958	15,2	48,0	661,0330
1	7	194	70	42,8059	15,4	49,5	741,2636
1	8	143	50	33,2546	15,5	50,7	558,1571
1	10	180	61	36,0790	14,6	47,6	589,9178
1	16	177	59	36,2407	15,0	48,4	565,7209
1	17	159	58	34,6298	15,8	48,1	618,5116
2	1	212	57	44,2117	14,7	48,4	702,9106
2	11	237	60	50,7017	14,3	49,4	770,5112
2	12	243	61	48,6274	15,0	47,6	769,7887
2	15	212	57	42,0124	13,8	47,2	620,3820
2	20	229	65	48,2768	14,4	48,7	743,7154
2	22	253	67	51,1589	14,5	47,4	801,2435
2	31	227	54	45,4508	14,0	47,5	686,0082
2	33	218	55	47,1512	14,5	49,4	724,7829
3	9	141	57	40,5515	11,7	55,2	574,9706
3	18	140	55	30,9920	12,8	49,1	475,6231
3	19	195	56	45,3380	13,7	50,5	684,9418
3	24	215	50	51,1724	14,5	51,4	793,4979
3	26	187	57	44,1717	14,2	51,2	670,9296
3	29	197	52	47,8725	14,0	52,3	701,6382
3	32	217	51	48,2240	12,4	49,2	720,0692
3	34	212	61	49,9513	12,8	50,7	748,6651
3	35	220	54	50,9581	13,7	51,0	779,3435
4	2	232	65	62,2041	15,0	53,5	991,8234
4	6	201	61	50,4809	15,1	52,5	833,1411
4	13	259	55	61,6411	14,7	51,4	936,6747
4	14	235	63	59,7431	14,1	52,6	923,6019
4	21	302	68	70,3326	15,3	51,0	1.164,4481
4	23	220	64	52,0212	14,9	51,3	818,2787
4	25	227	63	54,3330	14,4	50,6	921,6083
4	27	214	58	54,0797	15,8	52,1	907,5089
4	28	257	66	59,6600	14,4	50,0	945,8677
4	30	230	53	51,8922	14,9	50,3	835,4576
4	36	227	54	54,3730	15,1	51,2	830,3989

Anexo L – Probabilidades de classificação dos 36 conglomerados (144 ha) em cada sítio calculadas pela análise discriminante em uma área da FLONA do Tapajós, PA (Probabilidade de classificação correta $P \geq 0,5$).

OBSERV.	CONGL N°	SÍTIO OBSERV.	PROBABILIDADES DE CLASSIFICAÇÃO			
			SÍTIO1	SÍTIO2	SÍTIO3	SÍTIO4
1	3	1	0.9300	0.0700	0.0000	0.0000
2	4	1	0.9958	0.0042	0.0000	0.0000
3	5	1	0.9398	0.0602	0.0000	0.0000
4	7	1	0.9992	0.0008	0.0000	0.0000
5	8	1	0.9982	0.0016	0.0000	0.0000
6	10	1	0.9636	0.0364	0.0000	0.0000
7	16	1	0.9632	0.0368	0.0000	0.0000
8	17	1	1.0000	0.0000	0.0000	0.0000
9	1	2	0.0006	0.9926	0.0064	0.0004
10	11	2	0.0185	0.9815	0.0000	0.0000
11	12	2	0.0219	0.9778	0.0003	0.0001
12	15	2	0.0068	0.9932	0.0000	0.0000
13	20	2	0.0894	0.9079	0.0024	0.0003
14	22	2	0.0028	0.9959	0.0014	0.0000
15	31	2	0.0003	0.9936	0.0061	0.0000
16	33	2	0.0043	0.9398	0.0525	0.0034
17	9	3	0.0000	0.0000	1.0000	0.0000
18	18	3	0.0043	0.0094	0.9863	0.0000
19	19	3	0.0001	0.0190	0.9692	0.0117
20	24	3	0.0000	0.0013	0.5970	0.4016
21	26	3	0.0116	0.1854	0.7729	0.0301
22	29	3	0.0000	0.0037	0.9858	0.0106
23	32	3	0.0000	0.0000	0.9999	0.0001
24	34	3	0.0000	0.0005	0.9950	0.0045
25	35	3	0.0000	0.0027	0.9811	0.0162
26	2	4	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000
27	6	4	0.0007	0.0003	0.0071	0.9919
28	13	4	0.0000	0.0001	0.0082	0.9917
29	14	4	0.0000	0.0000	0.0052	0.9948
30	21	4	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000
31	23	4	0.0267	0.1552	0.0218	0.7962
32	25	4	0.0000	0.0000	0.0044	0.9956
33	27	4	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000
34	28	4	0.0000	0.0005	0.0020	0.9975
35	30	4	0.0003	0.0751	0.2265	0.6981
36	36	4	0.0000	0.0011	0.0105	0.9884

Anexo M – Valores da ordenação nas três funções lineares discriminantes e teste de normalidade, dos 30 conglomerados (144 ha) classificados nos respectivos sítios em uma área na FLONA do Tapajós, PA.

SÍTIO	CONG N°	1ºFLD	2º FLD	3ºFLD
1	3	-27,989	-5,666	65,991
1	4	-27,597	-5,044	63,222
1	5	-28,470	-5,675	66,986
1	7	-27,773	-4,628	62,926
1	8	-27,003	-5,620	58,260
1	10	-28,087	-6,121	63,615
1	16	-28,331	-6,062	64,483
1	17	-27,704	-4,362	58,550
2	1	-26,587	-6,234	67,110
2	11	-25,849	-6,673	70,666
2	12	-27,306	-6,121	71,704
2	15	-26,872	-7,295	68,929
2	20	-26,764	-6,237	69,628
2	22	-27,059	-6,124	72,457
2	31	-26,206	-7,279	70,177
2	33	-25,685	-6,525	67,978
3	9	-22,665	-8,626	57,003
3	18	-25,925	-7,676	57,980
3	19	-24,600	-6,775	64,103
3	24	-23,496	-6,224	65,506
3	26	-25,259	-6,428	63,581
3	29	-24,021	-6,930	65,035
3	32	-22,917	-8,121	66,123
3	34	-23,532	-7,173	65,180
3	35	-23,666	-6,984	66,591
4	2	-21,939	-3,817	63,447
4	6	-24,410	-4,866	62,077
4	13	-22,673	-5,610	70,392
4	14	-22,302	-5,298	65,689
4	21	-22,908	-4,215	72,377
4	23	-25,212	-5,263	66,320
4	25	-23,413	-4,973	63,225
4	27	-23,732	-3,919	62,341
4	28	-23,719	-5,109	68,911
4	30	-24,438	-5,902	67,259
4	36	-23,876	-5,309	67,170

Anexo M (continuação)

Teste de Lilliefors

VARIÁVEIS	VALOR CALCULADO	VALOR (P=0.05)	VALOR (P=0.01)
IND	0,1238	0,148	0,172
SPP	0,0824	0,148	0,172
ABAS	0,0938	0,148	0,172
HMED	0,1125	0,148	0,172
DIAMED	0,0858	0,148	0,172
VOLUME	0,0882	0,148	0,172
1º FLD	0,1062	0,148	0,172
2º FLD	0,0604	0,148	0,172
3º FLD	0,0744	0,148	0,172