

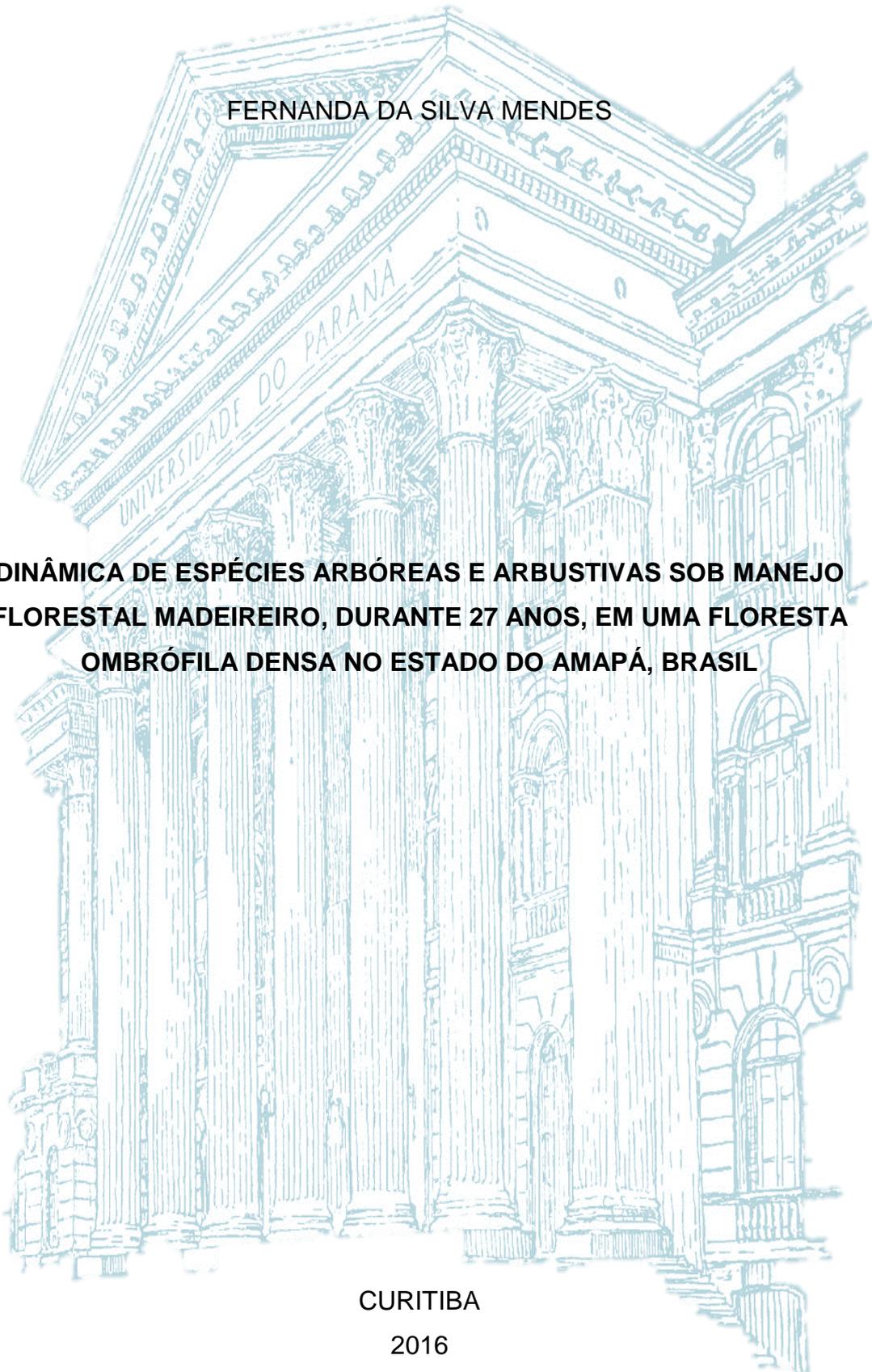
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FERNANDA DA SILVA MENDES

**DINÂMICA DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ARBUSTIVAS SOB MANEJO  
FLORESTAL MADEIREIRO, DURANTE 27 ANOS, EM UMA FLORESTA  
OMBRÓFILA Densa NO ESTADO DO AMAPÁ, BRASIL**

CURITIBA

2016



FERNANDA DA SILVA MENDES

**DINÂMICA DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ARBUSTIVAS SOB MANEJO  
FLORESTAL MADEIREIRO, DURANTE 27 ANOS, EM UMA FLORESTA  
OMBRÓFILA DENSA NO ESTADO DO AMAPÁ, BRASIL**

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal, Departamento de Ciências Florestais, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado  
Coorientadores: Dr. Ademir Roberto Ruschel  
Dr. Afonso Figueiredo Filho  
Dr. João Olegário P. de Carvalho

CURITIBA

2016

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Mendes, Fernanda da Silva

Dinâmica de espécies arbóreas arbustivas sob manejo florestal madeireiro , durante 27 anos, em uma floresta ombrófila densa no estado do Amapá, Brasil / Fernanda da Silva Mendes. – Curitiba, 2016.

81 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado

Coorientadores: Prof. Dr. Ademir Roberto Ruschel

Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho

Prof. Dr. João Olegário P. de Carvalho

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 20/06/2016.

Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Colheita florestal. 2. Florestas – Amapá. 3. Manejo florestal. 4. Resiliência da floresta. 5. Teses. I. Machado, Sebastião do Amaral. II. Ruschel, Ademir Roberto. III. Figueiredo Filho, Afonso. IV. Carvalho, João Olegário P. de. V. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. VI. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.31(811.6)

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **FERNANDA DA SILVA MENDES**, intitulada: "**DINÂMICA DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ARBUSTIVAS SOB MANEJO FLORESTAL MADEIREIRO, DURANTE 27 ANOS, EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA Densa NO ESTADO DO AMAPÁ, BRASIL**", após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO.

Curitiba, 20 de Junho de 2016.



Prof SEBASTIÃO DO AMARAL MACHADO  
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)



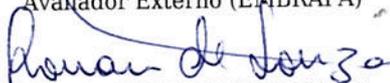
Prof ALLAN LIBANIO PELISSARI  
Avaliador Externo (UFPR)



Prof CARLOS ROBERTO SANQUETTA  
Avaliador Interno (UFPR)



Prof EVALDO MUÑOZ BRAZ  
Avaliador Externo (EMBRAPA)



Prof RONAN FELIPE DE SOUZA  
Avaliador Externo (UNICENTRO)



*Dedico a todos os que amo  
E a tudo em que acredito*

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Jesiel e Francis Mendes, meus maiores tesouros e amores na vida, por me ensinarem a prezar mais princípios que bens materiais; e serem a principal razão de eu não virar hippie ou ir embora com o circo.

À minha avó Izabel Silva (*in memoriam*) por todo o apoio e amor de sempre.

Aos meus irmãos, Cristian Silva e Teti Mendes, por não me deixarem só nunca.

Às tias Glória e Libania, de sangue e consideração, respectivamente.

Aos amigos. Jaqueline Figueiredo, Pamela Jennings e Vaneisse Monteiro, por tantos anos de amizade. À Natasha Almeida, por me ajudar, somente por amizade, desde a tabulação dos dados até a revisão do texto. À Eliane Oliveira, por parte da revisão. À Mariana Oliveira, pelas angústias ecológicas florestais compartilhadas. À Clarissa Ferro, por me desentortar. A João Paulo Diniz, por tudo.

Ao Espaço Cultural Coisas de Negro.

Ao meu ex-orientador (porém orientador para sempre) Fernando Cristóvam Jardim, por contribuir na minha formação, tanto como pessoa, quanto como profissional. E ratificar, na vida e na ciência, o valor que cada muda, cipó ou qualquer outro ser vivo possui.

Ao meu orientador Sebastião Machado, por me acolher na UFPR, bem como ao meu coorientador da casa, Afonso Figueiredo Filho.

Aos professores da pós, especialmente Ana Paula Dalla Corte, Carlos Roberto Sanquetta, Carlos Roderjan Veloso, Franklin Galvão, Júlio Arce, Sylvio Péllico Netto e Yoshiko Kuniyoshi.

Aos cúmplices da UFPR presentes nesta jornada. A Deivison Venício Sousa, amigo de graduação, mestrado e doutorado. À Mayara Dalla Lana, por ser uma amiga tão fiel. A Rodrigo Geroni, pelo auxílio com os dados e compartilhar as angústias dos mesmos. A Aurélio Lourenço Rodrigues, por tantas coisas que sequer são possíveis de enumerar num agradecimento de tese, mas principalmente por ser maravilhoso.

Aos membros da banca de defesa pelas valorosas contribuições, Evaldo Braz, Ronan Felipe e Carlos Roberto Sanquetta.

A Dhyone Schinemann e Vanessa Moraes pela acolhida em Curitiba.

Aos meus alunos, por me ensinarem tantas coisas diariamente.

Aos estagiários, que se tornaram meus amigos. A Caio Felipe Rodrigues, por me auxiliar com tanto afinho. A Renildo Silva, pelo auxílio, mas também por plantar dúvidas, perguntas e não parar de falar um dia sequer.

A Iêdo Santos, pela acolhida na UEPA e estímulo a não desistir do doutorado.

À atual gestão do SINDUEPA, Adnelson Araújo, Antônio Sérgio Darwich, Cauã Rodrigo, Emerson Monte, João Colares, José Augusto, Raimundo Sérgio Junior, Sueli Pinheiro e Zaira Valeska.

Aos meus coorientadores externos pelo auxílio na tese. Ademir Roberto Ruschel, por além de tudo, ceder os dados e João Olegário Carvalho. Obrigada pela amizade.

À Embrapa Amazônia Oriental, por ceder os dados, fornecer apoio logístico e financeiro, bem como toda a equipe que coletou e organizou os dados, desde antes de eu nascer até 2011, principalmente, à equipe que esteve em campo na última coleta e organização dos dados, Demer, João Carlos de Oliveira, José do Carmo Lopes, José Francisco Pereira, Lúcio Seixas, Márcio Hoffmann, Miguel Pastana, e Nilson Carvalho. Um agradecimento muito especial a Jair Freitas e Lucas Mazzei, por salvarem minha vida na coleta de dados.

Ao Grupo Jari pelo apoio logístico e demais auxílios prestados.

Muito obrigada a todos.

## RESUMO

A produção de madeira legal na Amazônia Brasileira é regida por planos técnicos de manejo florestal. Todavia, é necessário conhecer aspectos das respostas da vegetação ao manejo. O objetivo do presente trabalho foi analisar o efeito de diferentes intensidades de colheita de madeira e desbaste na comunidade de espécies arbóreas e arbustivas, em uma Floresta Ombrófila Densa, monitorada de 1984 a 2011, para esclarecer aspectos da dinâmica da vegetação sob manejo na Amazônia Oriental. Foram utilizados dados cedidos pela Embrapa Amazônia Oriental, no município de Vitória do Jari, Estado do Amapá, Brasil. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso com três repetições. Em 1985 foram colhidos 400 ha, com três intensidades de redução de volume (15, 25 e 35%), considerando árvores com DAP  $\geq 60$  cm; e 100 ha foram mantidos sem colheita (testemunha). Em 1994 foram aplicados tratamentos silviculturais, com desbaste de indivíduos a partir de 15 cm de DAP, com quatro intensidades de redução da área basal original (0, 30, 50 e 70%). Esses tratamentos foram combinados com as intensidades de colheita, resultando em 12 tratamentos, mais a testemunha. O monitoramento ocorreu em 40 parcelas permanentes de 1 ha (36 colhidas e 4 testemunhas). Foram mensurados todos os indivíduos com DAP  $\geq 20,0$  cm. Dentro das parcelas, foram sorteadas 10 subparcelas e medidas arvoretas de  $5,0 \leq \text{DAP} < 20,0$  cm. Nestas subparcelas, em parcelas de 5 x 5 m, foram medidas varas de  $2,5 \leq \text{DAP} < 5,0$  cm. Nas parcelas de 5 x 5 m, foram instaladas parcelas triangulares e contados os indivíduos com HT  $> 30$  cm e DAP  $< 2,5$  cm. Foram realizadas medições em 1984, 1986, 1994, 1996, 2004 e 2011. Foi analisada a riqueza, composição florística, estrutura (densidade, dominância e frequência), diversidade e agrupamento. As análises estatísticas foram realizadas utilizando modelos lineares generalizados. A riqueza de espécies não foi influenciada pelo desbaste, mas sim pela colheita, crescendo proporcionalmente à sua intensidade. A florística não diferiu significativamente entre tratamentos, porém a similaridade entre as intensidades de colheita aumentou com o passar dos anos. A similaridade dentro dos tratamentos decresceu com o aumento da intensidade de colheita. A abundância não foi influenciada pelo desbaste, porém aumentou proporcionalmente à intensidade de colheita. A diversidade aumentou após os tratamentos. Os parâmetros estruturais das espécies comuns não foram influenciados pelos tratamentos. A densidade das espécies comuns, colhidas e desbastadas não foi influenciada pela intensidade de colheita, bem como pela redução de área basal. A similaridade da área em relação à densidade das espécies comuns não foi influenciada pela colheita e desbaste.

**Palavras chave:** Colheita de madeira. Tratamentos silviculturais. Resiliência florestal. Monitoramento de florestas. Amazônia Oriental. Dinâmica pós-colheita.

## ABSTRACT

The production of legal timber in the Brazilian Amazon is governed by technical forest management plans. However, it is necessary to know the aspects of the responses of vegetation to management. The objective of this present work was to analyze the effect of different forest harvesting intensities and girdling on the tree and shrub species community, in a Dense Ombrophilous Forest, monitored from 1984 to 2011, in order to understand aspects of vegetation dynamics under forest management in Eastern Amazon. It was used data ceded by Embrapa Amazônia Oriental, in Vitória do Jari, Amapá, Brazil. The experimental design was carried out in random blocks with three replications. In 1985 400 ha were logged, with three volume reduction intensities (15, 25 e 35%), considering trees with DBH  $\geq$  60 cm; and 100 ha were kept without harvesting (control area). In 1994, silvicultural treatments were applied with thinning of individuals from 15 cm DBH with four reduction intensities from the original basal area (0, 30, 50 and 70%). These treatments were combined with the harvesting intensities, resulting in 12 treatments, more the control area. The monitoring of vegetation was performed in 40 permanent sample plots of 1 ha each (36 logged and 4 unlogged) (trees with DBH  $\geq$  20 cm). Within the plots, 10 subplots were established and saplings with  $5.0 \leq$  DBH  $<$  20.0 cm were measured. In the subplots, were installed plots of 5 x 5 m and measured  $2.5 \leq$  DBH  $<$  5.0 cm sticks. In the 5 x 5 m plots, were installed triangular plots and counted all seedlings with HT  $>$  30 cm and DBH  $<$  2.5 cm. The plots were measured in 1984, 1986, 1994, 1996, 2004 and 2011. Floristic composition, richness, structure (density, dominance and frequency), diversity and cluster were analyzed. Statistical analyses were performed using generalized linear models. Species richness was not influenced by thinning, but it is was influenced by the logging in proportion to their intensity. Floristic did not differ significantly between treatments, but the similarity between the logging intensities increased with the years. The similarity within treatments decreased with the increasing of logging intensity. The abundance was not affected by thinning, however increases in proportion to the intensity of logging. The diversity increased after treatment. The structural parameters of the most common species were not affected by treatments. The density of the common species, which were harvested and girdled, were not influenced by the intensity of logging or reduced basal area. The area did not present differentiation to the treatments, considering the density of the most common species.

**Key-words:** Wood logging. Silvicultural treatments. Forest resilience. Forest monitoring. Eastern Amazon. Postharvest dynamic.

## LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 – DESENHO ESQUEMÁTICO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS PERMANENTES NO EXPERIMENTO, LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ, ONDE: L – INTENSIDADE LEVE; M – INTENSIDADE MÉDIA; P – INTENSIDADE PESADA; T – TESTEMUNHA. ....31
- FIGURA 2 – A) DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM BLOCO EXPERIMENTAL COM DOZE PARCELAS; B) DE UMA PARCELA PERMANENTE DE 1 HA (100 X 100 M); E C) AMOSTRAGEM DA REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA SUBPARCELA SORTEADA (100 M<sup>2</sup>), COM A SUBPARCELA DE VARA (25 M<sup>2</sup>) E MUDA (6,25 M<sup>2</sup>) LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ....35
- FIGURA 3 – CLASSE DE IDENTIFICAÇÃO DE FUSTE (CIF) DE ÁRVORES. ONDE: 1) ÁRVORE VIVA EM PÉ COM O FUSTE COMPLETO; 2) ÁRVORE VIVA EM PÉ, SEM COPA, COM FUSTE  $\geq$  4 M DE COMPRIMENTO; 3) ÁRVORE VIVA EM PÉ, SEM COPA, COM FUSTE  $>$  4 M DE COMPRIMENTO; 4) ÁRVORE VIVA CAÍDA; 5) ÁRVORE MORTA POR CAUSA NATURAL; 6) ÁRVORE MORTA POR COLHEITA; 7) ÁRVORE MORTA POR TRATAMENTO SILVICULTURAL; 8) ÁRVORE COLHIDA (TOCO DE EXPLORAÇÃO); 9) ÁRVORE NÃO ENCONTRADA; 10) ÁRVORE MORTA POR CAUSA ANTRÓPICA DESCONHECIDA; 11) ÁRVORE QUE TEVE SEU FUSTE INCLINADO E FICOU ESCORADA EM ÁRVORES VIZINHAS; 13) ÁRVORE QUE ESTÁ INCLINADA (INCLINAÇÃO SUPERIOR A 45°) POR INFLUÊNCIA EXTERNA (QUEDA DE OUTRA ÁRVORE OU CIPÓ) OU CARACTERÍSTICAS PRÓPRIAS DA ÁRVORE. ....36
- FIGURA 4 – MÉDIA DE ESPÉCIES (N.SP.), COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM: A) ANOS; B) TRATAMENTOS (COLHEITA+DESBASTE) E; C) CLASSES DE TAMANHO (CT), EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.....48
- FIGURA 5 – NÚMERO DE ESPÉCIES TOTAL (Nº. SP.) (ÁRVORE, ARVORETA, VARA E MUDA) NOS DIFERENTES ANOS (ANO), POR

TRATAMENTO (T0, T1, ... T12), NAS TRÊS INTENSIDADES DE COLHEITA (15, 25 E 35%) EM COMPARAÇÃO A TESTEMUNHA (T0) EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, DURANTE 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

.....51

FIGURA 6 – MÉDIA DE ESPÉCIES (N°.SP.) (ÁRVORE, ARVORETA, VARA E MUDA) COM DESVIO PADRÃO DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE COLHEITA DE MADEIRA, NOS DIFERENTES ANOS, EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

.....52

FIGURA 7 – MÉDIA DE ESPÉCIES (N°.SP.), COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM A INTENSIDADE DE COLHEITA (TESTEMUNHA = 0; COLHEITA DE 15, 25 E 35% DO VOLUME TOTAL DA POPULAÇÃO), EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, AO LONGO DE 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

.....54

FIGURA 8 – MÉDIA DO ÍNDICE DE SØRENSEN (CS) DE TODOS OS ANOS AVALIADOS, COM DESVIO PADRÃO, ENTRE TRATAMENTOS, EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ....59

FIGURA 9 – MÉDIAS DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM: A) ANOS; B) INTENSIDADE DE COLHEITA (%) E; C) CLASSES DE TAMANHO, EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.....62

FIGURA 10 – MÉDIAS DO ÍNDICE DE SIMPSON ( $1-D$ ) COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM: A) ANOS E; B) TRATAMENTOS, EM UMA AMOSTRA DE 40 HA, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ....65

FIGURA 11 – DENDROGRAMAS REPRESENTANDO AS SEQUÊNCIAS DE AGRUPAMENTO DE 40 PARCELAS (40 HA), COM BASE NA DENSIDADE DAS  $S_{50\%}$ , OBTIDO PELO MÉTODO DO VIZINHO MAIS DISTANTE, COM BASE NA DISTÂNCIA EUCLIDIANA QUADRÁTICA,

NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ, EM 1984, 1994 E 2011. ....	74
---	----

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – NÚMERO DE ÁRVORES (N) E ÁREA BASAL (G) DE ESPÉCIES QUE TIVERAM MADEIRA COLHIDA EM UMA ÁREA EXPERIMENTAL (AMOSTRA DE 36 HA, COM 12 TRATAMENTOS, DAP ≥ 60 CM), NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, ESTADO DO AMAPÁ. ....	32
TABELA 2 – NÚMERO DE ÁRVORES DESBASTADAS (1994) E SUA RESPECTIVA MORTALIDADE DEZ ANOS APÓS A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS (2004), (AMOSTRA DE 36 HA, COM 12 TRATAMENTOS), NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, ESTADO DO AMAPÁ. ....	33
TABELA 3 – DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS DE ACORDO COM A COLHEITA DE MADEIRA E DESBATE, DENTRO DE CADA BLOCO, E NÚMERO DAS PARCELAS, TOTALIZANDO 40 HA DE AMOSTRAGEM, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ....	34
TABELA 4 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (A NOVA) PARA RIQUEZA DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO E COLHEITA, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.....	47
TABELA 5 – ÍNDICE DE SØRENSEN DENTRO DOS ANOS, COMPARANDO AS DIFERENTES INTENSIDADES DE COLHEITA EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI – AMAPÁ. ....	56
TABELA 6 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA SIMILARIDADE DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO E COLHEITA, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.....	56
TABELA 7 – ÍNDICE DE SØRENSEN DENTRO DOS TRATAMENTOS COM O DECORRER DOS ANOS EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.....	58
TABELA 8 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA ABUNDÂNCIA DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE	

TRATAMENTO E COLHEITA, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.....	60
TABELA 9 – ÍNDICE DE SIMPSON, REPRESENTADO POR 1-D, E UNIFORMIDADE DE SIMPSON (E) POR ANO E TRATAMENTO EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ....	64
TABELA 10 – ESPÉCIES QUE CORRESPONDEM A 50% DO VALOR DE IMPORTÂNCIA MÉDIO (VI <sub>E</sub> ) (ESPÉCIES COMUNS) DA COMUNIDADE, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ONDE: TS – TRATAMENTO SILVICULTURAL; D – ESPÉCIE DESBASTADA; C – ESPÉCIE COLHIDA; S – SEM TRATAMENTO; VI <sub>E</sub> (1984, 1994 E 2011) = VALOR DE IMPORTÂNCIA NO ANO EM %...	67
TABELA 11 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA ESTRUTURA DAS ESPÉCIES COMUNS, COLHIDAS E ANELADAS, DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO, COLHEITA E REDUÇÃO DE ÁREA BASAL EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.....	70

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>2 HIPÓTESES</b> .....	20
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	21
3.1 OBJETIVO GERAL .....	21
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	21
<b>4 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	22
4.1 MANEJO FLORESTAL E TRATAMENTOS SILVICULTURAIS .....	22
4.2 SUCESSÃO FLORESTAL .....	25
4.3 REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS TROPICAIS .....	27
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	30
5.1 ÁREA DE ESTUDO .....	30
5.1.1 Histórico da área estudada .....	30
5.2 AMOSTRAGEM DOS DADOS .....	33
5.3 ANÁLISE DE DADOS .....	36
5.3.1 Composição florística e Riqueza de espécies .....	37
5.3.2 Similaridade .....	37
5.3.3 Estrutura .....	37
5.3.4 Diversidade .....	39
5.3.5 Agrupamento .....	41
5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	41
5.4.1 Modelos lineares generalizados (MLG) .....	42
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	45
6.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E RIQUEZA .....	45
6.2 SIMILARIDADE .....	55
6.3 ABUNDÂNCIA .....	60
6.4 DIVERSIDADE E EQUABILIDADE .....	63

6.5 ESPÉCIES COMUNS.....	66
6.6 ESTRUTURA DAS ESPÉCIES COMUNS, COLHIDAS E DESBASTADAS .....	70
6.7 AGRUPAMENTO .....	73
<b>7 CONCLUSÕES .....</b>	<b>76</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>78</b>
<b>ANEXO .....</b>	<b>94</b>
ANEXO 1 – ESPÉCIES ANELADAS DURANTE A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS SILVICULTURAIS PARA TODOS OS TRATAMENTOS (36 ha), NA FLORESTA DA JARI.....	95
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>98</b>
APÊNDICE 1 – ESPÉCIES ENCONTRADAS EM 40 ha DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ, CLASSIFICADAS POR FAMÍLIAS E COM SEUS RESPECTIVOS NOMES CIENTÍFICOS E VERNACULARES E GRAU DE COMERCIALIZAÇÃO DA MADEIRA (GC): COMERCIAL (CO), POTENCIAL (PO), NÃO-COMERCIAL (NC), INDEFINIDO (IN); ESPÉCIE EM PERIGO (EP); ESPÉCIE VULNERÁVEL (EV).....	99
APÊNDICE 2 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO NÚMERO DE ESPÉCIES CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS ANO, TRATAMENTO E CLASSE DE TAMANHO, COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE. ....	110
APÊNDICE 3 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO NÚMERO DE ESPÉCIES CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS ANO, INTENSIDADE DE COLHEITA E CLASSE DE TAMANHO, COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.....	111
APÊNDICE 4 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DA SIMILARIDADE DE ESPÉCIES ( $C_s$ ) DE ESPÉCIES ENTRE AS INTENSIDADES DE COLHEITA DENTRO DE UM MESMO ANO COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.....	111

APÊNDICE 5 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DA SIMILARIDADE ( $C_s$ ) DE ESPÉCIES DENTRO DE CADA TRATAMENTO NO DECORRER DOS ANOS COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE. ....	112
APÊNDICE 6 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.....	112
APÊNDICE 7 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE SIMPSON COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE. ....	113
APÊNDICE 8 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DE FREQUÊNCIA ABSOLUTA, COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE. ....	114
APÊNDICE 9 – GRUPOS DE DISSIMILARIDADE ENTRE PARCELAS (40 ha), COM BASE NA DENSIDADE DAS $S_{50\%}$ , ESTABELECIDOS PELO MÉTODO DO VIZINHO MAIS DISTANTE, A PARTIR DAS DISTÂNCIAS EUCLIDIANAS, COM SEUS CORRESPONDENTES NÍVEIS DE DESBASTEE COLHEITA EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ....	116

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades econômicas na Amazônia Brasileira perpassam pela extração de recursos e conversão de grandes áreas de florestas em outros usos, como desmatamento, agricultura, pecuária, queimadas e exploração de madeira sem critérios sustentáveis, o que causa efeito em espécies de alto valor funcional e de conservação, com a conseqüente perda da diversidade (MENDOZA *et al.*, 2014; BARLOW *et al.*, 2016). Diante deste quadro, o manejo florestal é uma alternativa para a economia sustentável, tendo em vista que contribui para a conservação da diversidade funcional das árvores, proporcionando melhor utilização dos recursos florestais. Tais ações, contudo, carecem de esclarecimentos científicos, como estudos de dinâmica e regeneração das áreas submetidas às atividades de colheita de madeira (SOUZA *et al.*, 2006; CARREÑO-ROCABADO *et al.*, 2012).

A alteração causada pela colheita de madeira pode afetar negativamente a regeneração (DUAH-GYAMFI *et al.*, 2014). Em contrapartida, os impactos também podem refletir aumento da diversidade devido às alterações ocasionadas pela exploração, com a abertura do dossel em favorecimento à vegetação regenerante (MARTINS *et al.*, 2003), pois o referido estrato é composto por espécies com melhor resposta adaptativas às condições de luz incidente (RICHARDS, 1996). Assim, a colheita adequada das florestas tropicais não prejudica a regeneração (DUAH-GYAMFI *et al.*, 2014), sendo que após a colheita planejada, as florestas mostram capacidade de recuperação característica (YOSI *et al.*, 2011).

Pelo manejo sustentável, busca-se reproduzir o funcionamento da dinâmica florestal, sem comprometer a capacidade de resiliência que cada floresta apresenta (NEWBERY *et al.*, 2011). A exploração de impacto reduzido e silvicultura pós-colheita aumentam a produtividade e o valor econômico das florestas naturais manejadas na Amazônia Brasileira (GOMES *et al.*, 2010). As práticas nesta modalidade visam causar menor impacto aos indivíduos jovens, para que cresçam adequadamente, viabilizando os próximos ciclos de corte através das atividades pós-colheita, pois, em geral, dependendo do nível da alteração, a floresta apresenta maior ou menor densidade de determinadas espécies, desejáveis ou invasoras (MARTINS *et al.*, 2003; LALFAKAWMA *et al.*, 2009).

O manejo causa alterações na composição florística e diversidade da vegetação (SOUZA *et al.*, 2011). A resiliência após as alterações pode estar ligada ao tempo de regeneração pós-distúrbio, ao intenso desenvolvimento inicial nos tratamentos silviculturais que causam clareiras e auxiliam no estabelecimento da regeneração natural ao longo do tempo, favorecendo a que já ocorre e a indução de indivíduos de espécies desejadas na comunidade (LIMA FILHO *et al.*, 2002; OLIVEIRA e RIBAS, 2011).

A exploração de impacto reduzido, mesmo sendo considerada um mecanismo silvicultural eficiente para floresta ao manter as condições ecológicas e ambientais, pode não necessariamente estimular o crescimento de um povoamento produtivo, levando a ciclos de cortes maiores que os trinta e cinco anos determinados pela legislação vigente (AZEVEDO *et al.*, 2008b) e pode favorecer o grupo vegetal remanescente em detrimento do grupo regenerante (AZEVEDO *et al.*, 2008a). Desse modo, os tratamentos silviculturais são utilizados para aumentar a densidade das espécies de valor econômico. O desbaste, sistemático ou seletivo – anelagem e/ou envenenamento – reduzem a competição por luz e nutrientes na floresta, reduzindo as populações de espécies mais abundantes e sem valor comercial (SANDEL e CARVALHO, 2000; AZEVEDO *et al.*, 2012).

A execução planejada da colheita da madeira e a utilização de tratamentos silviculturais visando o beneficiamento de toda a área explorada, além de minimizar o impacto, contribuem para que o plano de manejo florestal seja sustentável dos pontos de vista ambiental, econômico e social. A questão vai além de um plano de manejo, sendo necessário verificar a composição florística, bem como a estrutura fitossociológica da floresta (PINTO *et al.*, 2002).

O esclarecimento do processo de regeneração de uma floresta manejada contribui para o emprego de um sistema silvicultural que não apenas extraia madeira, mas que favoreça a regeneração e o estoque em desenvolvimento, bem como mantenha a diversidade da floresta. Os impactos da colheita de madeira e tratamentos silviculturais influenciam tanto a vegetação estabelecida, quanto a que virá a ingressar, sendo que é fundamental o conhecimento dos impactos destas atividades sobre os indivíduos remanescentes.

Compreender a dinâmica de espécies arbóreas é fundamental para o manejo florestal sustentável e para a conservação da floresta. Um sistema silvicultural que garanta a diversidade de espécies e aumento das taxas de crescimento de espécies

desejáveis é um grande desafio para o manejo em florestas tropicais. O presente trabalho, portanto, pretende esclarecer aspectos da dinâmica da comunidade de espécies arbóreas após a colheita florestal e tratamentos silviculturais pós-colheita provenientes do manejo florestal.

O monitoramento de áreas sob Plano de Manejo Florestal Sustentável Pleno (BRASIL, 2006a), bem como estudos que avaliem o comportamento de florestas tropicais submetidas a essa atividade, são recentes. Logo, existem aspectos acerca das comunidades florestais sob intervenções os quais carecem de esclarecimentos.

A colheita florestal, aliada à aplicação dos tratamentos silviculturais que busquem melhorar a qualidade do povoamento remanescente, geram efeitos sobre a dinâmica florestal, sendo esses elucidados por interpretações de informações obtidas com o monitoramento. As hipóteses do presente trabalho buscam esclarecer indagações sobre o Manejo Florestal praticado na Amazônia Oriental, acerca do comportamento da comunidade de espécies arbóreas remanescente após as intervenções antrópicas.

Diante desta temática, questiona-se: qual o efeito dos diferentes níveis de redução de área basal ocasionados pelos tratamentos silviculturais, na dinâmica da floresta estudada, durante o período de 27 anos? Para responder a esta questão, é necessário esclarecer: 1) Como ocorreu a dinâmica da composição florística, da riqueza e da diversidade da comunidade após as intervenções? 2) A aplicação dos diferentes tratamentos influenciou na dinâmica estrutural das espécies comuns e sob intervenção (colhidas e desbastadas)?

## 2 HIPÓTESES

1 – A vegetação apresenta variações florísticas e de diversidade em resposta às intervenções e ao tempo de regeneração após a intervenção.

2 – Os tratamentos com maior redução de área basal alteram a estrutura das espécies comuns, colhidas e desbastadas, influenciando no seu estabelecimento e desenvolvimento.

3 – Os tratamentos com níveis de redução de área basal próximos apresentam estrutura similares para as espécies comuns.

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 OBJETIVO GERAL

Analisar o efeito de diferentes intensidades de colheita florestal e desbaste na comunidade de espécies arbóreas, em uma Floresta Ombrófila Densa em Vitória do Jari, Amapá, no período de 27 anos, com a finalidade de esclarecer aspectos da dinâmica da vegetação sob manejo florestal na Amazônia Oriental.

#### 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar os efeitos de diferentes intensidades de colheita de madeira e desbastes sobre a dinâmica da composição florística, riqueza, abundância e diversidade da comunidade;
- Avaliar a influência dos tratamentos sobre a dinâmica da estrutura florestal;
- Avaliar a dinâmica das populações de espécies comuns, colhidas e desbastadas, caracterizando o comportamento de suas populações em resposta aos tratamentos silviculturais.

## 4 REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1 MANEJO FLORESTAL E TRATAMENTOS SILVICULTURAIS

O Manejo Florestal Sustentável consiste na administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando os mecanismos de sustentação do ecossistema e considerando, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como de outros bens e serviços de natureza florestal (BRASIL, 2006b).

Se o objetivo do manejo florestal é manter a diversidade e a integridade ecológica da floresta com a extração de recursos de forma sustentável, os sistemas silviculturais empregados no manejo devem promover a produção de madeira e reduzir os impactos negativos sobre os recursos não-madeireiros (PINARD *et al.*, 1999). Todavia, estas técnicas ainda são pouco utilizadas após a colheita madeireira, devido à insuficiência de informações sobre o assunto na Amazônia brasileira (GOMES *et al.*, 2010).

Sistemas silviculturais são uma sequência de regras e ações que visam conduzir uma floresta a uma nova colheita, com proporção de espécies comerciais desejáveis, geralmente envolvem a colheita de algumas árvores, seguido de tratamentos para melhorar a regeneração, aumentar as taxas de crescimento, ou melhorar a qualidade de árvores comerciais dentro da floresta residual (PINARD *et al.*, 1999). Os principais tratamentos realizados em florestas tropicais são: colheita ou exploração, corte de cipós, liberação de copas, condução da regeneração natural, o enriquecimento em clareiras e o refinamento (GOMES *et al.*, 2010).

A Exploração de Impacto Reduzido (EIR) ou Colheita de Impacto Reduzido (CIR) é o processo baseado no planejamento e controle da implementação das operações de exploração florestal, com a finalidade de minimizar o impacto sobre a floresta remanescente e o solo (SABOGAL *et al.*, 2000), sendo uma parte essencial das práticas de manejo sustentável (POKORNY *et al.*, 2005). Para o manejo de múltiplas espécies, um sistema silvicultural adequado a ser implantado deve, além da produção de madeira, manter as condições ambientais necessárias para a manutenção das populações selvagens (PINARD *et al.*, 1999). Neste contexto, as técnicas de corte direcionado acarretam danos mínimos à vegetação remanescente e

reduzem o tamanho das clareiras, indicando que apesar de alterações na composição florística acarretada pela colheita de madeira, a floresta pode manter suas características, as quais a assemelham à floresta original, mesmo que não tão rica em estoque de árvores de interesse econômico (FRANCEZ *et al.*, 2007).

O corte seletivo de árvores das florestas tropicais e seus danos residuais criam aberturas de dossel. Na Amazônia, a exploração de impacto reduzido ocasiona danos menores que a exploração convencional não planejada. Porém, qualquer método de colheita de madeira eleva as taxas de clareiras naturais após a colheita (SCHULZE e ZWEEDE, 2006).

A colheita ocasiona modificações nas estruturas de diâmetro, na área basal e no volume da floresta primária explorada, principalmente das espécies comerciais e maiores classes diamétricas. Todavia, a colheita florestal realizada de acordo com critérios técnicos do manejo florestal sustentável pode minimizar os danos às árvores remanescentes e garantir a sustentabilidade da floresta (PINTO *et al.*, 2002). Porém, devido a diversidade de espécies e comportamentos destas em uma floresta tropical, um único sistema de colheita favorecerá algumas espécies em detrimento de outras (PINARD *et al.*, 1999).

O desbaste é a ferramenta do sistema silvicultural que reduz de maneira controlada e rápida o número de árvores por hectare (NUTTO, 2001). Logo, entende-se que o desbaste pode favorecer àquelas árvores que naturalmente iriam diminuir em densidade na floresta devido à competição (TREVISAN *et al.*, 2007). O desbaste envolve basicamente dois tipos: liberação ou desbaste seletivo, que consiste na remoção de indivíduos competidores, não desejáveis, cujas copas estejam competindo por luz com as copas das árvores de espécies selecionadas para a próxima colheita, o qual indiretamente favorece também a disponibilidade de água, nutrientes e espaço; o refinamento ou desbaste sistemático consiste na redução da área basal de espécies não desejáveis, visando diminuir a competição no povoamento de forma geral (AZEVEDO *et al.*, 2008a).

A condução adequada de povoamentos florestais permite o maior aproveitamento da área. Buscando aumentar a produção, alguns métodos e técnicas, como os tratamentos silviculturais, apresentam respostas positivas no incremento qualitativo e/ou quantitativo da floresta. O abate de árvores, via colheita de madeira ou desbastes, por meio de anelagem e/ou envenenamento de árvores são técnicas utilizadas com este intuito.

A anelagem ou anelamento consiste em retirar a casca e entrecasca da árvore ao redor do fuste, provocando uma descontinuidade nos elementos condutores, interrompendo assim o transporte de metabólitos (SANDEL e CARVALHO, 2000). Para melhorar a eficiência do anelamento e acelerar a morte das árvores, pode-se aplicar arboricida no anel (AZEVEDO *et al.*, 2012).

As técnicas de desbaste são amplamente utilizadas em escala experimental (SANDEL e CARVALHO, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2006a; AZEVEDO *et al.*, 2008a; AZEVEDO *et al.*, 2012); porém, pouco ou não utilizada em escala comercial devido a sua não obrigatoriedade, a dificuldade de liberação por parte do órgão fiscalizador, resultados ainda pouco comprovados e retorno econômico proporcionado em longo prazo (próximo ciclo de corte), sendo pouco atrativo para o setor florestal.

Árvores mortas em pé, com a queda contínua de partes da copa, são consideradas um dos eventos que deflagram a sucessão natural com a abertura de clareiras (ORIAN, 1982). Esses tratamentos, portanto, diversificam a estrutura florestal por meio de alterações no dossel. Um dossel diverso pode ser fundamental à restauração do ecossistema, tendo em vista que promove a manutenção da floresta e o aumento da diversidade com o tempo (VIEIRA e GANDOLFI, 2006).

O anelamento é o método mais utilizado para eliminar árvores indesejáveis, sendo a técnica geralmente mais vantajosa do que o corte, uma vez que a árvore geralmente morre de forma gradual, num processo lento e restrito ao espaço que a árvore tratada ocupa em pé, com a queda da copa e galhos, reduzindo de maneira significativa os danos típicos da derrubada na floresta, além do baixo custo de aplicação (AMARAL *et al.*, 1998; SANDEL e CARVALHO, 2000).

O anelamento aplicado com envenenamento é mais eficiente em função da espécie que do tamanho das árvores (AZEVEDO *et al.*, 2012) e características morfológicas e dendrológicas das espécies, como fuste sulcado e/ou canelado e com exsudação, podem causar resultados insatisfatórios na aplicação da técnica, com taxas de mortalidade de espécies aneladas inferiores às esperadas (OLIVEIRA *et al.*, 2006a).

Segundo Azevedo *et al.* (2008a), os tratamentos silviculturais que resultaram na abertura do dossel estimularam o crescimento de indivíduos estabelecidos de todos os grupos ecológicos. Contudo, os autores encontraram uma proporção maior de espécies de crescimento lento e dossel inferior na floresta não-perturbada, e maior

proporção de espécies de crescimento lento e dossel médio nas áreas sob regime de manejo e tratamentos silviculturais, independente do tratamento.

Um dos desafios para o manejo é a implantação de tratamentos silviculturais que garantam o estabelecimento de plântulas nas clareiras de exploração (PINARD *et al.*, 1999), por isso a importância de estudos que envolvam a regeneração natural nestas áreas. Contudo, levantamentos com diâmetro (DAP) de inclusão inferior a 10 cm são raros, ou seja, esta informação nem mesmo é apurada (MARTINS e SANTOS, 1999), ignorando a necessidade de ciclos futuros.

O manejo apresenta deficiências significativas na qualidade das operações florestais, resultantes basicamente de monitoramento insuficiente por parte das empresas. O monitoramento contínuo e sistemático é de fundamental importância para garantir a qualidade das operações florestais e para se realizar um manejo sustentável (POKORNI *et al.*, 2005), visto que esse fornece as informações necessárias às intervenções a serem aplicadas.

## 4.2 SUCESSÃO FLORESTAL

Uma floresta natural é um mosaico heterogêneo com áreas de diferentes idades iniciadas por perturbações, que estão em processos dinâmicos (ORIAN, 1982; WHITMORE, 1989; WHITMORE, 1990). O processo sucessional em florestas tropicais úmidas depende fundamentalmente da formação de clareiras (MACIEL *et al.*, 2002), ou seja, a sucessão e consequente heterogeneidade da floresta estão relacionadas diretamente com as variações na disponibilidade de luz no ambiente.

As clareiras podem ser formadas pela queda de um galho da copa devido a morte em pé da árvore, de um tronco seco, de uma árvore inteira, com ou sem a raiz, ou de várias árvores (ORIAN, 1982). Os tipos de queda podem ser classificados em ordem crescente de intensidade como: queda de galhos, que gera menor abertura no dossel e destruição do sub-bosque; árvores mortas em pé, que têm suas copas fragmentadas aos poucos; árvores quebradas; e árvores desenraizadas, que além da destruição no sub-bosque, causam revolvimento do solo (LIMA, 2005).

A sucessão natural é dividida em fases: (1) clareira; (2) exclusão competitiva; (3) reiniciação do sub-bosque e; (4) floresta madura (CHAZDON, 2008; CHAZDON, 2012), ocorrentes com mudanças contínuas; não sendo claramente separadas em ecossistemas naturais (WHITMORE, 1989; WHITMORE, 1990; CHAZDON, 2012). A

duração de cada uma delas depende de fatores, entre os quais se destacam: magnitude, escala e frequência do distúrbio; características ambientais da área (clima e solo); proximidade das fontes de sementes e da fauna responsável pela sua dispersão, além de outras características da própria vegetação, podendo a ocupação ser realizada desde o crescimento lateral de galhos e indivíduos já estabelecidos, até invasores após o distúrbio (ORIAN, 1982; CHAZDON, 2003; CHAZDON, 2008).

As áreas onde ocorre a sucessão secundária têm significativas alterações na sua composição florística, geralmente tornando-se mais complexa e diversificada (RONDON NETO *et al.*, 2000). Portanto, a diversidade das florestas tropicais está intimamente ligada ao processo de regeneração natural das espécies, ao tempo de distúrbio e às fases da sucessão (YARED *et al.*, 2000; CHAZDON, 2012), sendo que a diferenciação de nicho em termos de resposta a pequenas mudanças na luminosidade do sub-bosque pode ser um importante fator na manutenção da alta riqueza de espécies nas florestas tropicais (SVENNING, 2000).

Clareiras são necessárias para o estabelecimento e/ou desenvolvimento de muitas espécies florestais, tendo em vista que a grande maioria das espécies florestais madeireiras está presente no sub-bosque após a abertura de clareiras (RUNKLE, 1989). Contudo, apesar de muitos estudos relacionarem os processos sucessionais com a dinâmica de clareiras (DENSLOW, 1980; POPMA *et al.*, 1988; BROKAW e SCHEINER, 1989; TABARELLI e MANTOVANI, 1997; DUPUY e CHAZDON, 2008; SAPKOTA e ODÉN 2009; GRAVEL *et al.*, 2010; PAGNUTTI *et al.*, 2011), o dossel fechado é tão heterogêneo quanto as clareiras.

O dossel varia na composição e localização em relação ao solo florestal, bem como espessura e densidade de folhagem. Todo o conjunto de condições presentes, desde sombreamento total até o pleno sol, precisa ser considerado como resposta das espécies à abertura no dossel florestal (LIEBERMAN *et al.*, 1989). Uma grande parte da luz que atinge a camada mais baixa está sob a forma de raios de sol que penetram pelas brechas no dossel, denominados “sunflecks”, os quais são importante fonte de iluminação para tal vegetação, principalmente em florestas densas (MACIEL *et al.*, 2002).

A composição da vegetação no decorrer da sucessão é reflexo da dinâmica de suas espécies. Diversas classificações destas espécies levam em consideração a necessidade de luz das espécies (DENSLOW, 1980; WHITMORE e BURNHAM, 1984; SWAINE e WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1990; PINARD *et al.*, 1999). As espécies

intolerantes à sombra são consideradas de início de sucessão, teriam o papel de recobrir o solo, suas sementes germinam sob alta temperatura e luminosidade. Espécies intermediárias necessitam de certo grau de luminosidade para crescerem, enquanto que as espécies tolerantes não necessitam de insolação direta para crescerem (DIAS *et al.*, 1992; MASSOCA *et al.*, 2012).

As respostas à luz são amplamente variáveis não somente entre os grupos ecológicos especificados, como também dentro do mesmo grupo ecológico, dependendo das características intrínsecas de cada espécie (BLOOR e GRUBB, 2003). Após o estabelecimento em clareiras, as espécies se estabelecem e crescem em diferentes taxas de acordo com a influência das condições ambientais (RUNKLE, 1989; SERRÃO *et al.*, 2003; GOMES *et al.*, 2010).

Espécies tolerantes à sombra e intermediárias não possuem a mesma capacidade de ocupação de áreas abertas das pioneiras, porém, em condições favoráveis tais como disponibilidade de nutrientes ou umidade do solo, as plantas podem crescer melhor quanto maior a radiação, independentes do seu grupo ecológico (TANAKA e VIEIRA, 2006).

#### 4.3 REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS TROPICAIS

O conceito de regeneração natural pode ter caráter estático ou dinâmico. O estático é aquele relacionado com a situação atual da regeneração, como o número de indivíduos de cada fase juvenil (LIMA FILHO *et al.*, 2002). O dinâmico se refere aos processos de regeneração que compõe o mosaico florestal (WHITMORE, 1989; CHAZDON, 2012), envolvendo os tratos silviculturais que permitam o favorecimento da regeneração já existente ou indução das espécies de interesse na comunidade (LIMA FILHO *et al.*, 2002).

O sub-bosque forma um nicho ecológico de vital importância para a constituição e desenvolvimento da floresta, pois se trata de um ambiente altamente seletivo, onde esta seleção de espécies adaptadas gera condições para o estabelecimento de espécies dominantes e raras (OLIVEIRA e AMARAL, 2005). As espécies ocorrentes no estrato inferior possuem papel importante na composição da área, exercendo interações biológicas com os demais estratos (LIMA FILHO *et al.*, 2002), sendo que no interior da floresta, a maior parte é composta de regeneração de espécies arbóreas (POLISEL, 2011; MENDES *et al.*, 2012; MENDES *et al.*, 2013).

A análise da regeneração natural é um instrumento básico para os estudos fitossociológicos. As espécies não podem ser agrupadas sem o conhecimento da ecologia de mudas e sementes (WHITMORE, 1989; FERRAZ *et al.*, 2004). Diferentes critérios de inclusão de plantas lenhosas têm sido usados nos levantamentos, geralmente entre 3 e 10 cm de DAP, o que acarreta em imprecisão não só na redução do número de indivíduos e espécies amostradas, como também na variação da relação de abundância, à medida que o tamanho mínimo de inclusão aumenta (MARTINS e SANTOS, 1999).

Dois processos são essenciais para a regeneração de florestas naturais. A ciclagem de nutrientes promovida principalmente pelo crescimento e morte de plantas, modificando o microclima e a disponibilidade daqueles no solo; e a abertura do dossel, que cria condições ambientais significativamente diferentes da floresta adjacente e determinam a relação entre características fenotípicas de sementes e mudas, bem como sua probabilidade de sobrevivência em diferentes tipos de alterações (ORIAN, 1982).

A abundância de uma determinada espécie no sub-bosque da floresta tropical úmida pode ser decorrente de diferentes estratégias (SVENNING, 2000). As aberturas no dossel influenciam o número total de indivíduos regenerantes, número de espécies e sua distribuição nas diferentes classes de tamanho (VIEIRA e HOSOKAWA, 1989). Contudo, devido a suas características próprias, apenas uma pequena quantidade das espécies pode chegar a compor o dossel florestal (LIMA FILHO *et al.*, 2002).

A dinâmica dos estratos da floresta é diferenciada, sendo a mortalidade e recrutamento mais intensos nos estratos inferiores. Consequentemente, conhecer a regeneração de forma estática não permite projetar a composição futura da floresta, visto que neste estrato a dinâmica é mais intensa e pode ser inversa no próximo ano (SALOMÃO *et al.*, 2002).

Caldato *et al.* (1996), analisando a regeneração natural de uma floresta não perturbada, constataram que as principais espécies que dominam o estrato arbóreo apresentam baixos índices de regeneração natural. Assim, no contexto do manejo florestal, tratamentos silviculturas podem ser utilizados em benefício da regeneração natural destas espécies, as quais dominam o dossel, mas que apresentam déficit no estrato regenerante (GAMA *et al.*, 2003). No contexto do manejo florestal, a análise de regeneração natural determina quais espécies possuem maior potencial para repovoar a área (JARDIM e HOSOKAWA, 1986, 1987).

O monitoramento das comunidades florestais em áreas perturbadas é importante, pois possibilita planejar intervenções com técnicas silviculturais para acelerar o processo da regeneração e facilitar o processo de sucessão, evitando a perda de diversidade (VIEIRA e GANDOLFI, 2006) e produtividade da área.

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em uma floresta monitorada pela Embrapa Amazônia Oriental, em uma área de 500 ha, de propriedade do Grupo Jari, na localidade Morro do Felipe, município de Vitória do Jari, Estado do Amapá, coordenadas 52° 10' a 11' W e 0° 53' a 55' S, a uma altitude de aproximadamente 150 m.

O clima nessa região é do tipo Am, pela classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com temperatura média anual de 25,8°C. A precipitação média anual alcança 2.234 mm, com um período chuvoso de dezembro a maio e seco de junho a setembro. O solo é do tipo Latossolo Amarelo Distrófico, com textura argilosa pesada (AZEVEDO *et al.*, 2008a). A vegetação é do tipo Floresta Tropical de Terra Firme ou Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012).

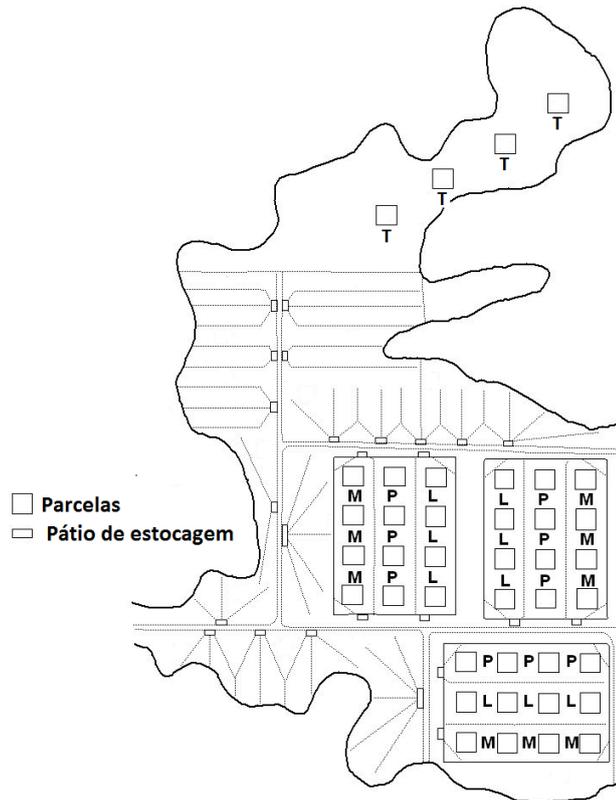
#### 5.1.1 Histórico da área estudada

O experimento foi iniciado em julho de 1983, com a execução de um inventário pré-exploratório (censo) considerando todas as árvores com DAP (diâmetro a 1,30 m do solo)  $\geq 50$  cm. Em 1984 foi estabelecida a área experimental, composta de três blocos de 48 ha (600 x 800 m) cada e mais uma área testemunha (FIGURA 1), sendo alocadas 40 parcelas permanentes (100 x 100 m), totalizando uma área de parcelas de 40 ha (36 ha destinados para a colheita e 4 ha para a testemunha). Segundo o censo, foram encontradas 255 espécies, sendo 93 espécies comerciais, em um total de 16.467 árvores; o número de árvores médio por hectare foi de 33; a área basal média foi de 13,56 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, sendo 8,56 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> formado por espécies de valor comercial; o volume total foi de 173,18 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, com 112,17 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de espécies de valor comercial madeireiro (CARVALHO *et al.*, 1987).

Em 1985 foi realizada a colheita de madeira na área de floresta primária. As árvores foram marcadas e a queda foi direcionada, procurando evitar danos ao povoamento remanescente. Foi deixado estoque de todas as espécies colhidas, proporcionalmente à abundância de cada espécie, nas diferentes classes diamétricas. Algumas espécies comerciais não foram colhidas por apresentarem poucos indivíduos na área (CARVALHO *et al.*, 1987). As espécies colhidas estão na TABELA 1. Apenas

três espécies, *Manilkara elata*, *Hymenaea courbaril* e *Goupia glabra*, acumularam 71,4% da área basal colhida.

FIGURA 1 – DESENHO ESQUEMÁTICO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS PERMANENTES NO EXPERIMENTO, LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ, ONDE: L – INTENSIDADE LEVE; M – INTENSIDADE MÉDIA; P – INTENSIDADE PESADA; T – TESTEMUNHA.



FONTE: Adaptado de Azevedo *et al.* (2008a).

A colheita de madeira foi realizada em 400 ha, dividida em 9 faixas de 200 x 800 m, cada faixa com três intensidades de redução de volume (15, 25 e 35%), sorteadas ao acaso, sendo colhidas árvores com DAP  $\geq$  60 cm. Em média, foram colhidas três árvores por hectare na primeira intensidade, cinco na segunda e sete na terceira. Fora dos blocos experimentais, a intensidade de colheita foi de 35% do volume (AZEVEDO *et al.*, 2008a). Na área experimental, 18 indivíduos com DAP  $\geq$  48 cm foram extraídos para a obtenção de uma equação de volume para a área.

TABELA 1 – NÚMERO DE ÁRVORES (N) E ÁREA BASAL (G) DE ESPÉCIES QUE TIVERAM MADEIRA COLHIDA EM UMA ÁREA EXPERIMENTAL (AMOSTRA DE 36 ha, COM 12 TRATAMENTOS, DAP ≥ 60 cm), NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, ESTADO DO AMAPÁ.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME VERNACULAR	N	G (m <sup>2</sup> )
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i>	Ipê-amarelo	1	0,38
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	Breu-sucuruba	3	2,11
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i>	Pequiarana	1	0,86
Combretaceae	<i>Buchenavia parvifolia</i>	Tanimbuca-folha-pequena	1	0,35
	<i>Buchenavia guianensis</i>	Tanimbuca-folha-grande	2	0,72
Fabaceae	<i>Bowdichia nitida</i>	Sucupira-amarela	3	1,40
	<i>Candolleodendron brachystachyum</i>	Macacaúba	1	0,27
	<i>Dipteryx odorata</i>	Cumarú	13	6,44
	<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	20	12,78
	<i>Hymenolobium excelsum</i>	Angelim-da-mata	1	0,28
	<i>Hymenolobium petraeum*</i>	Angelim-pedra	3	6,54
	<i>Hymenolobium sericeum</i>	Angelim	2	0,85
	<i>Platymiscium pinnatum</i>	Macacaúba-vermelha	1	0,27
	<i>Vatairea</i> sp.	Fava-doce	1	0,18
	<i>Vouacapoua americana</i>	Acapu	1	0,26
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i>	Cupiúba	53	25,04
Lauraceae	<i>Licaria</i> sp1.	Louro-preto	2	0,75
	<i>Nectandra</i> sp1	Louro-grande	2	0,93
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	2	0,51
Não identificada	Não identificado	-	1	0,29
Sapotaceae	<i>Manilkara</i> sp.	Maparajuba	2	0,89
	<i>Manilkara elata</i>	Maçaranduba	53	29,62
	Não identificado	-	1	0,29
	<i>Pouteria oppositifolia</i>	Guajará-bolacha	1	0,32
Vochysiaceae	<i>Qualea paraensis</i>	Mandioqueira-áspera	2	0,90
	<i>Ruizterania albiflora</i>	Mandioqueira-lisa	4	2,18
TOTAL			177	95,41

Onde: NI = não identificada; \*espécie anteriormente identificada como duas espécies diferentes.

FONTE: Adaptado de Azevedo (2006).

O tratamento silvicultural foi realizado em 1994, 9 anos após a colheita de madeira, aplicando-se desbaste sistemático (anelamento com envenenamento) nos indivíduos a partir de 15 cm de DAP, com quatro intensidades de redução da área basal original (0, 30, 50 e 70%). Estes tratamentos foram combinados com as intensidades de colheita. O desbaste consistiu em eliminar árvores de espécies de madeiras não-comerciais, até atingir a redução de área basal planejada, sendo considerada a redução causada pela colheita de madeira (COSTA *et al.*, 2001).

Para determinar o diâmetro mínimo das árvores a serem eliminadas, somou-se a área transversal das árvores, seguindo da maior para a menor classe de

diâmetro, até obter um valor aproximado ao da área basal a ser reduzida (COSTA *et al.*, 2001). A quantidade de indivíduos desbastados e sua área basal nos diferentes tratamentos, bem como os indivíduos que morreram após 10 anos da aplicação do anelamento, estão na TABELA 2.

TABELA 2 – NÚMERO DE ÁRVORES DESBASTADAS (1994) E SUA RESPECTIVA MORTALIDADE DEZ ANOS APÓS A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS (2004), (AMOSTRA DE 36 ha, COM 12 TRATAMENTOS), NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, ESTADO DO AMAPÁ.

VARIÁVEL	TRATAMENTOS												MÉDIA
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	
Árvores desbastadas– 1994													
N	-	71,0	70,0	25,0	-	59,0	38,0	72,0	-	91,0	33,0	36,0	55,0
G (m <sup>2</sup> )	-	9,0	9,4	3,4	-	6,0	5,6	8,1	-	8,4	3,7	3,9	6,4
Árvores mortas– 2004													
N	-	56,0	60,0	21,0	-	49,0	19,0	65,0	-	72,0	28,0	26,0	44,0
G (m <sup>2</sup> )	-	6,6	7,5	2,9	-	4,7	3,1	6,7	-	5,4	3,2	2,6	4,7

Onde: N = número de espécies; G (m<sup>2</sup>) = área basal.

FONTE: Adaptado de Azevedo *et al.* (2012).

As espécies desbastadas estão no ANEXO 1. Evitou-se o desbaste de árvores de espécies pouco abundantes, para não ocorrer o risco de extinção de qualquer espécie da área. A eficácia do tratamento de anelamento foi somente de 65%, devido principalmente as espécies com características peculiares de fuste, entre elas sulcamento ou exsudado, de algumas espécies como *Geissospermum sericeum* Miers e *Mouriri collocarpa* Ducke, que apresentaram baixa mortalidade (AZEVEDO *et al.*, 2012).

## 5.2 AMOSTRAGEM DOS DADOS

Um ano antes da colheita de madeira, em 1984, foram estabelecidos na área experimental três blocos de 48 ha, totalizando uma área amostral de 144 ha. Todos os blocos têm bordaduras entre um bloco e outro e entre os blocos e as estradas permanentes; 100 ha foram mantidos sem intervenção para efeito de comparação na dinâmica florestal, chamados de testemunha. O delineamento foi estruturado em blocos com três repetições, conforme detalhado na TABELA 3.

TABELA 3 – DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS DE ACORDO COM A COLHEITA DE MADEIRA E DESBATE, DENTRO DE CADA BLOCO, E NÚMERO DAS PARCELAS, TOTALIZANDO 40 ha DE AMOSTRAGEM, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

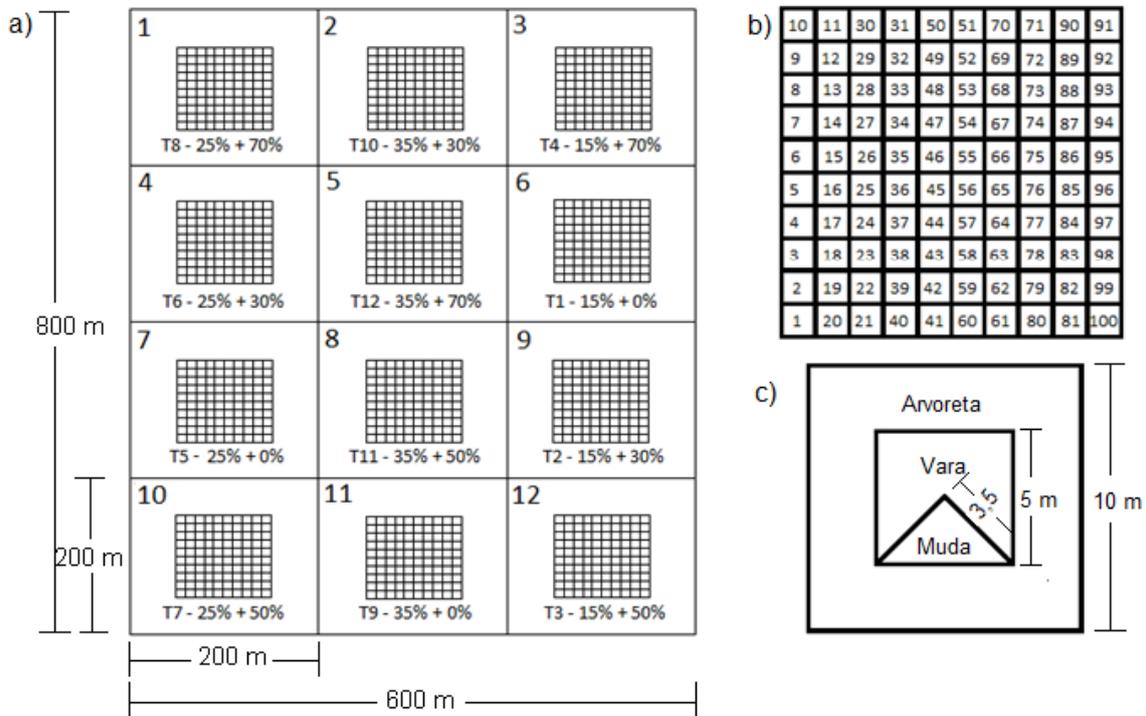
TRATAMENTO	INTENSIDADE DE REDUÇÃO DE ÁREA BASAL		N° DA PARCELA E BLOCO			
	Colheita DAP $\geq$ 60 cm	Desbaste DAP $\geq$ 15 cm	B-I	B-II	B-III	B-IV
T0	-	-				401,402, 403,404
T01	Leve – 15%	-	106	201	308	
T02		30%	103	207	307	
T03		50%	109	204	306	
T04		70%	112	210	305	
T05	Média – 25%	-	107	209	311	
T06		30%	101	206	312	
T07		50%	104	203	309	
T08		70%	110	212	310	
T09	Pesada – 35%	-	111	205	303	
T10		30%	102	202	302	
T11		50%	108	211	304	
T12		70%	105	208	301	

FONTE: A autora (2016).

O método de amostragem utilizado foi área fixa (PÉLLICO NETTO e BRENA, 1997), onde cada bloco foi formado por 12 parcelas, cada uma com um tratamento. As parcelas permanentes são quadradas, com 100 m de lado (1 ha), subdivididas em 100 subparcelas de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>), numeradas de 1 a 100, iniciando pelo canto sudoeste. Nestas, os indivíduos foram hierarquizados e mensurados de acordo com as classes de tamanho (FIGURA 2):

- Árvores: DAP de todos os indivíduos arbóreos com DAP  $\geq$  20 cm.
- Arvoretas: dentro de cada parcela, foram sorteadas 10 subparcelas, nas quais foram medidos os indivíduos de  $5 \leq$  DAP < 20 cm.
- Varas: No centro das subparcelas sorteadas, foram instaladas parcelas de 5 x 5 m (25 m<sup>2</sup>), nas quais foram medidos os indivíduos de  $2,5 \leq$  DAP < 5 cm.
- Mudás: Nas parcelas de 5 x 5 m, o quadrado foi subdividido em quatro triângulos de 3,54 x 3,54 x 5 m (6,25 m<sup>2</sup>), sendo um sorteado, no qual foi contado o número de indivíduos com 30 cm < ht (altura total) e DAP < 2,5 cm por espécie.

FIGURA 2 – A) DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM BLOCO EXPERIMENTAL COM DOZE PARCELAS; B) DE UMA PARCELA PERMANENTE DE 1 ha (100 X 100 m); E C) AMOSTRAGEM DA REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA SUBPARCELA SORTEADA (100 m<sup>2</sup>), COM A SUBPARCELA DE VARA (25 m<sup>2</sup>) E MUDA (6,25 m<sup>2</sup>) LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



FONTE: A autora (2016).

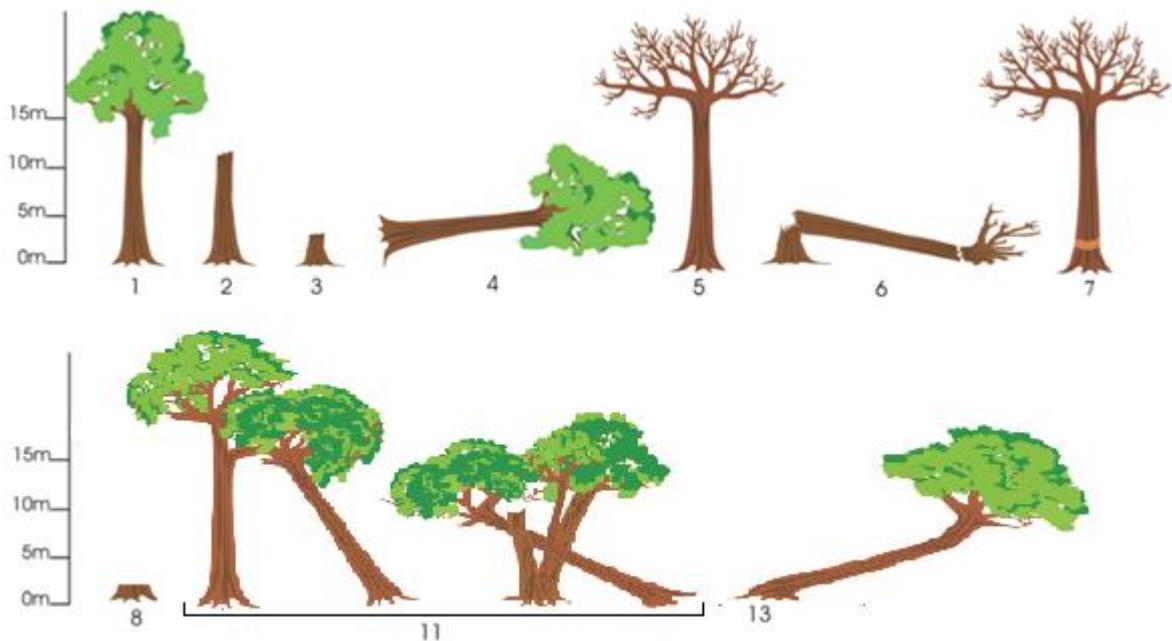
Árvores e arvoretas foram identificadas, plaqueadas e seus diâmetros (DAP) foram mensurados; varas foram identificadas e seu DAP foi mensurado, enquanto mudas foram apenas identificadas e foi contabilizado o número de indivíduos por espécie em cada subparcela. As árvores foram divididas em diferentes classes de identificação do fuste (SILVA *et al.*, 2005) (FIGURA 3).

A identificação foi realizada primeiramente em campo por parataxônomos experientes. Foi coletado material botânico, quando possível com amostras férteis, para identificação no herbário. A listagem florística seguiu o sistema de classificação APG III (2009). Foram consideradas espécies, gêneros e famílias botânicas, cujos nomes científicos foram conferidos mediante consulta nos “sites” Lista de Espécies da Flora do Brasil (2015) e Tropicos (2013).

Em seguida, as espécies foram classificadas de acordo com o seu uso comercial, chamado Grau de comercialização da madeira (GC): comercial (Co), potencial (Po), não-comercial (Nc), indefinido (In); espécie em perigo (Ep); espécie vulnerável (Ev) por meio de revisão de literatura. Quando não obtida a informação na literatura, foi classificada por meio da consulta a especialistas, conforme detalhado no

APÊNDICE 1. Indivíduos não identificados foram contabilizados na amostra como Não Identificado (NI), sendo agrupados para facilitar as análises.

FIGURA 3 – CLASSE DE IDENTIFICAÇÃO DE FUSTE (CIF) DE ÁRVORES. ONDE: 1) ÁRVORE VIVA EM PÉ COM O FUSTE COMPLETO; 2) ÁRVORE VIVA EM PÉ, SEM COPA, COM FUSTE  $\geq 4$  M DE COMPRIMENTO; 3) ÁRVORE VIVA EM PÉ, SEM COPA, COM FUSTE  $> 4$  m DE COMPRIMENTO; 4) ÁRVORE VIVA CAÍDA; 5) ÁRVORE MORTA POR CAUSA NATURAL; 6) ÁRVORE MORTA POR COLHEITA; 7) ÁRVORE MORTA POR TRATAMENTO SILVICULTURAL; 8) ÁRVORE COLHIDA (TOCO DE EXPLORAÇÃO); 9) ÁRVORE NÃO ENCONTRADA; 10) ÁRVORE MORTA POR CAUSA ANTRÓPICA DESCONHECIDA; 11) ÁRVORE QUE TEVE SEU FUSTE INCLINADO E FICOU ESCORADA EM ÁRVORES VIZINHAS; 13) ÁRVORE QUE ESTÁ INCLINADA (INCLINAÇÃO SUPERIOR A 45°) POR INFLUÊNCIA EXTERNA (QUEDA DE OUTRA ÁRVORE OU CIPÓ) OU CARACTERÍSTICAS PRÓPRIAS DA ÁRVORE.



FONTE: Silva *et al.* (2005).

A primeira medição foi realizada antes da colheita, em 1984, com remedições em 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011, sendo que em 1994 a medição foi realizada antes da aplicação do tratamento silvicultural. Em 1996 foram amostradas apenas árvores e arvoretas.

### 5.3 ANÁLISE DE DADOS

Para o estudo da dinâmica, foram utilizadas as medições dos anos de 1984, 1986, 1994, 2004 e 2011, exceto para a análise de redução de área basal do tratamento, na qual foi comparada a redução causada pelo tratamento silvicultural

antes do desbaste (1994) e após o mesmo (1996) e; para a análise de agrupamento, onde foram utilizadas as medições pré-colheita (1984), pré-desbaste (1994) e na última medição (2011).

### 5.3.1 Composição florística e Riqueza de espécies

A composição florística foi analisada considerando famílias, gêneros e espécies, distribuída de acordo com o número de indivíduos em cada classe de tamanho. A riqueza foi determinada, de acordo com Peet (1974), onde todas as espécies são iguais e todos os indivíduos são iguais para estimativas de riqueza.

### 5.3.2 Similaridade

Para verificar a similaridade entre tratamentos e anos, foi calculado o Índice de Sørensen, descrito por Magurran (2011):

$$C_s = \frac{2a}{2a + b + c}$$

onde:  $a$  = número de espécies encontradas nos dois locais;

$b$  = número de espécies encontradas somente no local "B";

$c$  = número de espécies encontradas somente no local "C";

### 5.3.3 Estrutura

Foi avaliada a estrutura fitossociológica de acordo com Curtis e McIntosh (1951), em conformidade com as classes de tamanho:

- Frequência absoluta ( $FA_e$ ) – Proporção do número de unidades amostrais com presença de dada espécie em relação ao número total de unidades amostrais:

$$FA_e = \frac{P_e}{P_t} \cdot 100$$

onde:  $FA_e$  = frequência absoluta da espécie "e";

$P_e$  = número de unidades amostrais em que a espécie "e" ocorre;

$P_t$  = número total de unidades amostrais utilizadas.

- Frequência relativa ( $FR_e$ ) – Proporção da frequência absoluta de cada espécie em relação à somatória das frequências absolutas de todas as espécies:

$$FR_e = \frac{FA_e}{FA_t} \cdot 100$$

onde:  $FR_e$  = frequência relativa de uma espécie “e”;

$FA_t$  = somatório da frequência absoluta de todas as espécies.

- Densidade Absoluta ( $DA_e$  e  $DA_t$ ) – Número de indivíduos por hectare:

$$DA_e = \frac{n_e}{A} \quad \text{e} \quad DA_t = \frac{N}{A}$$

onde:  $DA_e$  = densidade absoluta da espécie “e”;

$n_e$  = número de indivíduos amostrados da espécie “e”;

$A$  = área amostrada em hectares;

$DA_t$  = densidade absoluta total;

$N$  = número total de indivíduos amostrados.

- Densidade Relativa ( $DR_e$ ) – Porcentagem de indivíduos amostrados que pertencem a uma mesma espécie:

$$DR_e = \frac{DA_e}{DA_t} \cdot 100$$

onde:  $DR_e$  = densidade relativa de uma espécie “e”.

- Dominância absoluta ( $DoA_e$  e  $DoA_t$ ) – Soma das áreas transversais medidas a 1,30 m do solo (no DAP) dos caules de todos os indivíduos da mesma espécie ( $DoA_e$ ) ou da comunidade como um todo ( $DoA_t$ ):

$$DoA_e = \frac{\sum G_e}{A_t} \quad \text{e} \quad DoA_t = \sum DoA_t = \frac{\sum G_t}{A_t}$$

onde:  $DoA_e$  = dominância absoluta de uma espécie “e”;

$\sum G_e$  = somatório da área transversal de todos os indivíduos da espécie “e”;

$DoA_t$  = dominância absoluta total;

$\sum G_t$  = somatório da área transversal de todos os indivíduos, de todas as espécies.

- Dominância relativa ( $DoR_e$ ) – Proporção da área basal total da comunidade que dada espécie possui:

$$DoR_e = \frac{G_e}{G_t} \cdot 100$$

onde:  $DoR_e$  = dominância relativa de uma espécie “e”;

$G_e$  = área basal de todos os indivíduos da espécie “e”;

$G_t$  = área basal de todos os indivíduos de todas as espécies.

As dominâncias absolutas e relativas foram calculadas para as classes de Árvore, Arvoreta e Vara, tendo em vista que na classe de Muda, alguns indivíduos não possuem DAP e os que possuem não foram mensurados.

- Valor de Importância ( $VI_e$ ) – Índice composto que agrega as variáveis densidade, frequência e dominância (valores relativos), indicando quais espécies têm maior contribuição para a comunidade:

$$VI_e = \frac{DR_e + FR_e + DOR_e}{3}$$

Para selecionar espécies comuns ( $S_{50\%}$ ), foi utilizado o  $VI_e$ , onde o valor do mesmo foi dividido pela mediana (50%), na qual as espécies da metade superior são consideradas comuns e as espécies da metade inferior são consideradas localmente raras. Esta metodologia foi adaptada da medida de raridade definida de Hubbel (2013), na qual o autor adota valores somente de abundância para esta mediana.

O  $VI_e$  foi utilizado como auxiliar na hierarquização das espécies. Porém, devido ao estudo considerar categorias de tamanho que incluem desde regeneração, em que a única variável possível de ser mensurada é o número de indivíduos, o parâmetro enfatizado nas análises foi a densidade. Foi comparada a estrutura das espécies comuns, das espécies colhidas e desbastadas.

#### 5.3.4 Diversidade

Foi calculado o Índice de Simpson, que é um índice não-paramétrico que considera riqueza de espécies e equabilidade (MELO, 2008), o qual calcula a probabilidade de dois indivíduos independentes e escolhidos aleatoriamente em uma

comunidade infinita pertencerem à mesma espécie (SIMPSON, 1949). Magurran (2011) sugere o cálculo desta probabilidade para populações finitas da seguinte forma:

$$D = \sum \left( \frac{n_i [n_i - 1]}{N [N - 1]} \right) \quad \text{representado} \quad \text{por } 1 - D$$

onde:  $n_i$  = número de indivíduos na  $i$ -ésima espécie;

$N$  = número total de indivíduos.

$D$  está no intervalo  $1 \geq D \geq 0$ . De acordo com a representação adotada  $1-D$ , conforme  $D$  aumenta, maior é a diversidade, sendo fortemente afetado pelas espécies dominantes da amostra, e menos sensível a riqueza de espécies.

A partir do Índice de Simpson, foi calculada uma medida para a uniformidade de Simpson através da fórmula (KREBS, 1999):

$$E_{1/D} = \frac{1/D}{S}$$

onde:  $S$  = número de espécies da amostra.

Este índice varia de 0 a 1 e não é afetado pelas espécies raras na amostra.

Em análises onde o tratamento (colheita + desbaste) foi não significativo, foi considerada nas análises a intensidade de colheita; em análises onde a colheita foi não significativa, foi considerada a redução de área basal nas diferentes parcelas, de acordo com a seguinte fórmula:

$$G_{-\%} = \frac{G_{AI} - G_{DI}}{G_{AI}}$$

em que:  $G_{-\%}$  = porcentagem de redução da área basal por parcela;

$G_{AI}$  = área basal de indivíduos com classe de identificação de fuste (CIF) 1 (FIGURA 3) anterior a intervenção (colheita de madeira ou desbaste);

$G_{DI}$  = área basal de indivíduos com CIF = 1 após a intervenção (colheita de madeira ou desbaste).

### 5.3.5 Agrupamento

A análise multivariada é um conjunto de técnicas estatísticas que trata de dados correspondentes às medidas de muitas variáveis simultaneamente (GERHARDT *et al.*, 2001). Devido à grande dimensão da área (500 ha), bem como a dimensão da amostragem (40 ha) e grande variabilidade natural, foi aplicada a análise multivariada pela técnica de classificação das parcelas pela análise de agrupamento (*Cluster*), que, segundo Araújo *et al.* (2004), é baseada no conceito de reunir pontos que representam elementos com características similares com base em cálculos matemáticos.

As variáveis utilizadas para o agrupamento das áreas foram as espécies comuns ( $S_{50\%}$ ) e suas densidades. Para esta análise, a distância foi medida pela distância euclidiana quadrática, utilizando a técnica politética, aglomerativa e hierárquica do método do vizinho mais distante (ou ligação completa), assegurando que todos os elementos no grupo apresentam distância máxima, isto é, menor similaridade, e tendo como coeficiente quantitativo (KREBS, 1999; KAUFMAN e ROUSSEEUW, 2009) a densidade das espécies comuns da área no pré-colheita (1984), no pré-desbaste (1994) e na última medição (2011). O método tende a formar grupos compactos, sendo uma técnica rigorosa e, por isso, mais precisa (KAUFMAN e ROUSSEEUW, 2009). Esta é a técnica mais empregada em análises de agrupamento (FELFILI *et al.*, 2013).

A sequência de fusão dos agrupamentos foi representada graficamente por dendrogramas (KREBS, 1999), os quais foram divididos com a estatística descritiva, usando o percentil, com um corte de 50%, para determinar o número de grupos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2006) para o ano com maior variação na abundância de espécies. Para os demais anos, foi considerada a mesma linha de corte do percentil do ano com a variação maior.

## 5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados referentes ao número de espécies, indivíduos, similaridade e componentes absolutos utilizados no cálculo de estrutura por tratamento, intensidade de colheita, ano e classe de tamanho foram avaliados quanto às suposições de normalidade e homocedasticidade exigidas pelos testes paramétricos.

Para o teste de normalidade empregou-se o teste de aderência geral de Kolmogorov-Smirnov baseado no critério de p-valor  $> 0,05$ . Para o teste de homocedasticidade de variâncias adotou-se o teste de Levene, baseado no critério de p-valor  $\geq 0,05$  (LOESCH, 2012). Quando necessário, foram aplicadas transformações visando levar os dados a assumirem uma distribuição normal. Contudo, em razão da particularidade dos dados deste estudo, nenhuma transformação foi capaz de atender aos pressupostos da normalidade. Assim, buscou-se por técnicas de análise acessórias, capazes de lidar com a característica heterocedástica dos dados, utilizando-se os Modelos Lineares Generalizados.

#### 5.4.1 Modelos lineares generalizados (MLG)

Para identificar a influência das intervenções nas variáveis dependentes, foram utilizados nas análises, os Modelos Lineares Generalizados (MLG). As variáveis dependentes dos modelos ajustados consideradas foram espécies, número de espécies (Nº. sp.), abundância (Nº. ha), similaridade (índice de Sørensen), e variáveis estruturais por espécie (densidade, dominância e frequência absolutas). As variáveis independentes foram os anos de medição (Ano), classe de tamanho (CT) e tratamentos.

MLG constituem em modelos de regressão mais flexíveis que os modelos lineares, permitindo outras distribuições além da normal para a variável resposta, como as distribuições binomial, Poisson, binomial negativa, ou distribuição gama; e variâncias não homogêneas, que se misturam bem com práticas tradicionais utilizadas na modelagem e análise de variância (ANOVA) linear, bem como possibilitam incluir nas análises variáveis qualitativas ou semiquantitativas. Foi aplicada a metodologia MLG, ajustados por meio do método da máxima verossimilhança (GUISAN e ZIMMERMANN, 2000; GUISAN *et al.*, 2002).

Nos MLG, as variáveis explicativas  $X_j$  ( $j = 1, \dots, n$ ) são combinadas a um preditor linear ( $PL$ ) que está relacionado com o valor de  $\mu = E(Y)$  e esperado ( $Y$ ) da resposta variável  $Y$  através de uma função de ligação  $g()$ , tal como (GUISAN *et al.*, 2002):

$$g(E(Y)) = PL = \alpha + \beta X$$

onde:  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $X$  são os componentes comuns à Regressão Linear.

Os termos correspondentes para a  $i$ -ésima observação na amostra são:

$$g(\mu_i) = \alpha + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_n x_{in}$$

A multicolinearidade pode comprometer as estimativas dos coeficientes de regressão e na aplicabilidade do modelo estimado. Para verificar se havia multicolinearidade entre as variáveis respostas e os regressores, ou seja, se havia dependência forte entre elas, foi utilizado o fator de inflação de variância (FIV), dado pela seguinte fórmula (LOESCH, 2012; MONTGOMERY e RUNGER, 2013):

$$FIV(\beta_j) = \frac{1}{(1 - R_j^2)}$$

onde:  $R_j^2$  = coeficiente de determinação múltipla.

Se o conjunto de variáveis não estiver correlacionado, o valor de  $FIV = 1\%$ ; valores abaixo de 10% são considerados aceitáveis.

Quando os tratamentos não foram significativos, o modelo ajustado leva a desconsiderar o desbaste, analisando-se somente a intensidade de colheita de madeira; quando a colheita resultou em não significativa, foi considerada a redução de área basal nas diferentes parcelas ( $G_{\%}$ ), como variável independente.

Os modelos ajustados foram modelos explicativos. Segundo Guisan *et al.*, (2002), é importante distinguir o contraste de modelos estatísticos explicativos e preditivos. Os modelos explicativos procuram fornecer esclarecimentos sobre processos que produzem padrões. Em contraste, modelos preditivos procuram fornecer uma relação estatística entre a resposta e as variáveis de previsão (preditores) para prever a probabilidade de ocorrência de espécies ou estimar números de um organismo em locais novos, anteriormente sem amostragem.

O ajuste dos MLG retorna uma análise de variância (GUISAN *et al.*, 2002), que testa a significância das variáveis independentes (tratamentos, ano e classe de tamanho) sobre a variável dependente do modelo ( $N^{\circ}$ . sp.,  $N^{\circ}$ . ha, similaridade ou variáveis estruturais). O ajuste possibilitou a aplicação do teste de Fisher de comparação de médias para a verificação das diferenças na variável dependente em função dos diferentes níveis na variável dependente.

O Teste de Fisher ou LSD ( $\alpha = 0,05$ ) está dentre os testes mais comuns para comprovação de resultados experimentais, indicando especificamente quais tratamentos diferem, ou não, estatisticamente. Uma característica desejável é que os testes apresentem controle da taxa de erro tipo I (rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira), que afirmem haver diferença entre os tratamentos, quando, na realidade, as diferenças são causadas pelo acaso. A probabilidade máxima de se rejeitar erroneamente uma hipótese nula ( $H_0$ ) é determinada pelo nível de significância do teste e fundamenta o erro tipo I, sendo comumente utilizado o nível de 5% de probabilidade (SOUSA *et al.*, 2012).

As análises estatísticas foram realizadas no programa STATGRAPHICS® Centurion XVI.I., com auxílio do Microsoft Office Excel®.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E RIQUEZA

Considerando todos os anos e tratamentos, na comunidade florestal, incluindo plantas lenhosas (muda a árvore), foram encontradas 344 espécies, sendo classificadas de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2015) como 255 árvores e 56 exclusivamente como arbustos, distribuídos em 184 gêneros e 57 famílias (APÊNDICE 1).

Considerando os indivíduos com identificação completa (gênero e/ou espécie), 30 espécies foram encontradas unicamente nas classes de árvore e arvoreta, identificando espécies localmente raras e/ou com deficiência na regeneração. Entre estas, estão *Hymenolobium petraeum* e *Platymiscium pinnatum*, que foram espécies colhidas que não apresentaram regeneração na área.

*Protium cuneatum*, *Eugenia cupulata*, *Exostyles amazonica*, *Chamaecrista adiantifolia*, *Bagassa guianensis*, *Pausandra trianae* e *Aparisthium cordatum* foram encontradas unicamente nas categorias de vara e muda, sendo que apenas as duas últimas são de hábito arbustivo, ou seja, só ocorrem nessas categorias, enquanto que as demais são espécies arbóreas.

A família com maior riqueza foi Fabaceae com 74 espécies, seguida de Sapotaceae (25 espécies), Lauraceae (16 espécies), Lecythidaceae (15 espécies), Burseraceae e Moraceae (14 espécies). Sobre a riqueza de indivíduos nas famílias botânicas, os resultados deste estudo foram similares aos de Campos *et al.* (2011), Mendes *et al.* (2012) e Condé e Tonini (2013), em florestas Ombrófila Densa na Amazônia, que também encontraram grande número de indivíduos oriundos da família Fabaceae em seus estudos.

As famílias que apresentaram uma única espécie foram Achariaceae, Araliaceae, Calophyllaceae, Cardiopteridaceae, Caryocaraceae, Connaraceae, Dichapetalaceae, Goupiaceae, Lacistemataceae, Lamiaceae, Ochnaceae, Peraceae, Polygonaceae, Primulaceae, Putranjivaceae, Quiinaceae, Rhamnaceae, Rosaceae e Ulmaceae.

O gênero *Pouteria* (Sapotaceae) foi dominante no número de espécies ocorrentes, seguido por *Protium* (Burseraceae) e *Inga* (Fabaceae). Reis *et al.* (2010)

e Reis *et al.* (2013) estudando florestas no Pará, verificaram que espécies de *Pouteria* apresentaram elevada densidade, mesmo após a colheita de madeira.

Quanto ao grau de comercialização da madeira, 46% das espécies encontram-se classificadas como comerciais, sendo que esta classificação foi realizada considerando espécies consolidadas no mercado, como *Goupia glabra* e *Manilkara elata*, bem como espécies com pouca utilização no mercado atual, como *Onychopetalum amazonicum*, *Sloanea grandis*, *Geissospermum sericeum*, *Glycydendron amazonicum* e *Inga alba*, indicadas como utilizadas comercialmente por Fonseca *et al.* (2005). Além das espécies já comercializáveis, 16% das espécies foram potencialmente comerciais.

Ao longo do processo de ocupação e extração de recursos da Amazônia, muitas áreas foram suprimidas pela atividade agropecuária, bem como espécies nativas foram exploradas pela indústria madeireira, sendo extintas e/ou ameaçadas de extinção. Com isso, houve a necessidade de utilização de novas matérias primas que suprissem as necessidades de produção. Assim, espécies antes não comercializadas se encontram no quadro das comerciais atuais. Iwakiri *et al.* (2012) e Martins *et al.* (2014) verificaram que as espécies do gênero *Cecropia* apresentam o potencial de uso para produção de painéis (aglomerados e cimento-madeira), sendo que o gênero possui espécies desbastadas no presente estudo, *Cecropia obtusa*, *Cecropia sciadophylla*, *Pourouma miror* e *Pourouma* spp.

Atualmente, as espécies *Pouteria decussata*, e *Vouacapoua americana*, são consideradas espécies em perigo, enquanto que *Bertholletia excelsa*, *Hymenolobium excelsum* e *Pouteria multiflora* são consideradas espécies vulneráveis, as quais estão protegidas de modo integral, de corte, coleta, transporte, armazenamento, manejo, beneficiamento, comercialização e outras pela legislação brasileira (BRASIL, 2014). No entanto, *Vouacapoua americana* e *Hymenolobium excelsum* foram colhidas na área por não se enquadrarem nestas categorias no período em que ocorreu a colheita de madeira.

Quanto à riqueza de espécies, os parâmetros estimados para os modelos ajustados estão na TABELA 4. Todas as variáveis foram significativas nos modelos testados. Todos os coeficientes de determinação ajustados, que trata-se da medida da proporção da variação explicada pelo modelo em relação a sua variação total (LOESCH, 2012) foram significativos, próximos de 90%. Tais resultados foram

significativos, pois em florestas tropicais a alta riqueza de espécies tende a dificultar a representação dos limites da comunidade (SCHILLING e BATISTA, 2008).

TABELA 4 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (A NOVA) PARA RIQUEZA DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO E COLHEITA, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.

	ANOVA	ANO	TRAT.	COL.	CT	R <sup>2</sup> aj
Riqueza (tratamento)	0,0000	0,0000	0,0015	*	0,0000	88,47
Riqueza (colheita)	0,0000	0,0000	*	0,0072	0,0000	88,45

P-valor a 95% de probabilidade; ANO: 1984, 1986, 1994, 2004 e 2011; TRAT.: Tratamento = Intensidade de colheita + intensidade de desbaste; COL.: Colheita = 0, 15, 25 e 35%; CT = Categoria de tamanho (árvore, arvoretta, vara e muda); R<sup>2</sup>aj: coeficiente de determinação ajustado em %; \*Variável não inclusa no modelo.

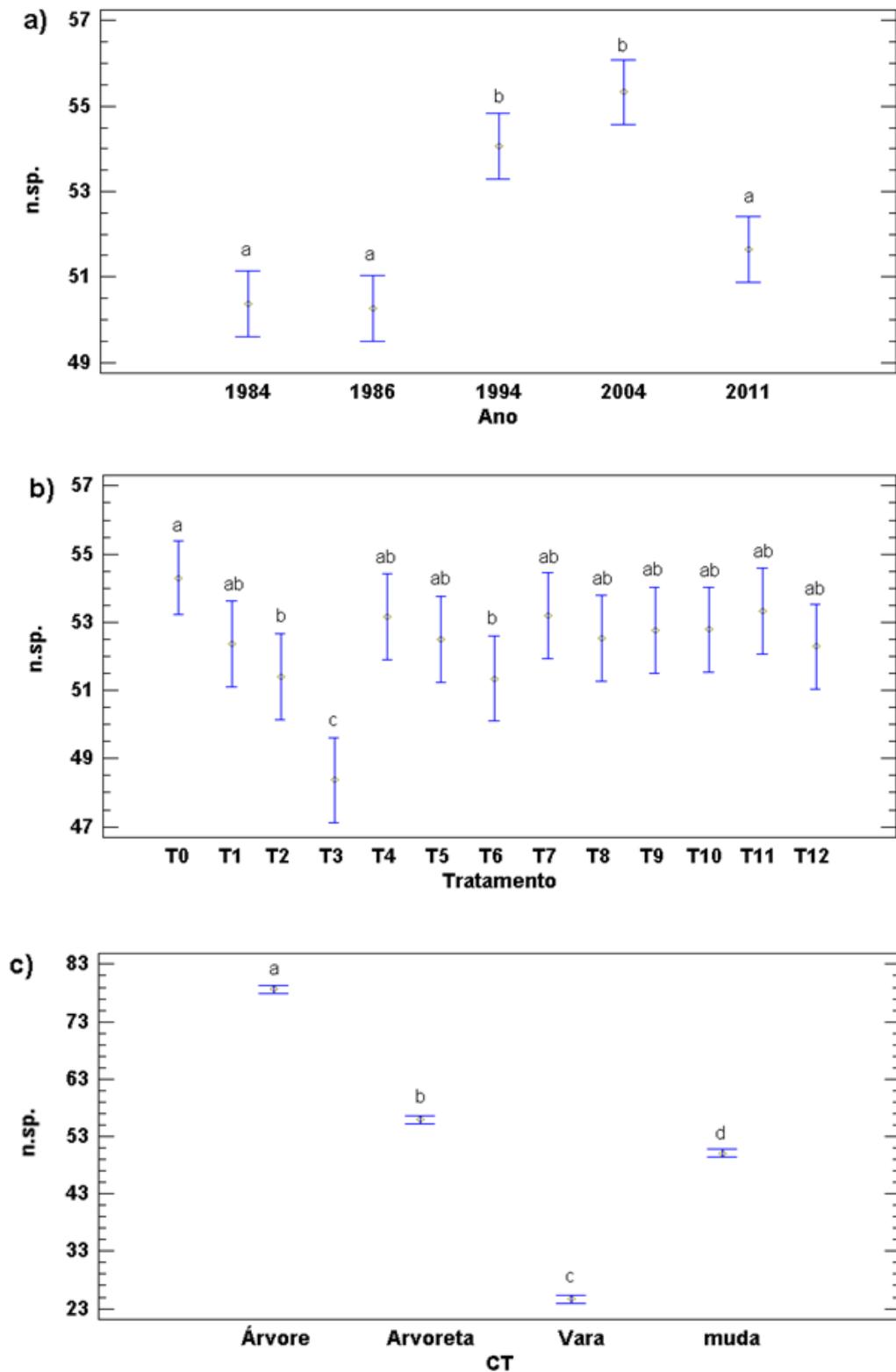
FONTE: A autora (2016).

Analisando o número de espécies e considerando as diferentes classes de tamanho, os anos e os tratamentos (colheita + desbaste), não foi necessário excluir nenhuma variável do modelo. Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas oriundas do teste da razão de verossimilhança estão descritos no APÊNDICE 2.

A multicolinearidade existente na análise de regressão foi considerada satisfatória para todos os preditores, tendo em vista que o Fator de Inflação da Variância (FIV) apresentou valores sempre próximos de 1%. Segundo O'Brien (2007), a multicolinearidade alta é considerada limitante por muitos autores porque aumenta a variância dos coeficientes de regressão, tornando-os instáveis e de difícil interpretação.

Analisando a média do número de espécies no decorrer dos anos (FIGURA 4-a), verificou-se que os valores foram crescentes até 2004, decaindo em 2011. Os anos com maior número de espécies foram 1994 e 2004, diferindo estatisticamente dos demais, segundo o Teste de Fisher para comparação de médias, a 95% de probabilidade. Em 1986, devido à colheita de madeira ser um processo recente, não houve diferença estatística quando comparada ao pré-exploratório. Em 1994, os efeitos da colheita foram bem visíveis em relação ao número de espécies na área. Tal efeito se prolongou até 2004, tendo em vista que houve o desbaste em 1994, prolongando os efeitos da abertura de dossel. Em 2011, com o decréscimo no número de espécies, os valores foram estatisticamente iguais aos anos iniciais.

FIGURA 4 – MÉDIA DE ESPÉCIES (N.sp.), COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM: A) ANOS; B) TRATAMENTOS (COLHEITA+DESBASTE) E; C) CLASSES DE TAMANHO (CT), EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).  
 FONTE: A autora (2016).

O número de espécies tende a aumentar quando ocorrem aberturas na floresta. Em estágios iniciais de sucessão ocorre a entrada de indivíduos com maiores exigências quanto à luminosidade, presentes no banco de sementes e trazidos pelo vento. Logo, a alteração, como a abertura de uma clareira, é necessária para condicionar o crescimento desses indivíduos, além de induzir o aumento de espécies na área (CALDATO *et al.*, 1996). Assim, as espécies apresentam especificidades que as relacionam ao *status* ecológico decorrente das modificações da colheita de madeira (CARVALHO e NASCIMENTO, 2009).

O adensamento da floresta que inicia em fases posteriores da sucessão também favorece a riqueza, uma vez que o sombreamento aumenta e as espécies menos exigentes à luz passam a predominar, aumentando a riqueza e a distribuição dos indivíduos entre espécies, tornando o ambiente mais heterogêneo (PRATA *et al.*, 2010).

Entretanto, em 2011, com o adensamento da floresta após 17 anos de desbaste, ocorreu uma redução na riqueza de espécies. Tal redução está associada a ocorrência de espécies tolerantes à sombra anteriores a aplicação dos tratamentos, limitando o surgimento de novas espécies e eliminando espécies exigentes em luz, de baixa longevidade, que surgiram após a colheita e desbaste. Segundo Leyser *et al.* (2012), na ausência de clareiras após o fechamento do dossel, deve ocorrer prevalência de espécies e indivíduos tolerantes à sombra, tornando a matriz de regeneração distinta do componente adulto.

Segundo Ouédraogo *et al.* (2011), a recuperação da composição florística é facilitada quando o desbaste é associado à atividade madeireira, pois os desbastes por anelamento e/ou envenenamento aumentam a disponibilidade de luz sem prejudicar a floresta, aumentando o crescimento das espécies, ou seja, o aumento no número de espécies ocorre em função da colheita de madeira intensiva e tratamentos pós-colheita.

Considerando o número de espécies nos diferentes tratamentos (FIGURA 4-b), a testemunha apresentou a maior média do número de espécies entre todos os tratamentos. Contudo, a média da maioria dos tratamentos não diferiu estatisticamente da testemunha. T3 foi significativamente diferente de todos os outros tratamentos por apresentar um número de espécies médio muito baixo em relação aos demais; T2 e T6, foram diferentes de T3 e da Testemunha, com uma média intermediária de espécies.

Conforme pode ser observado na FIGURA 5, considerando o total de espécies encontradas na área nos diferentes tratamentos, o número de espécies de T3 e T6 foi inferior aos demais desde o pré-colheita, não sendo essa diferença, portanto, atribuída à intervenção. Segundo Schulze (2008), sem a intervenção silvicultural em florestas colhidas, a sucessão em clareiras pode resultar em taxas de recrutamento baixas para produção de madeira sustentável de muitas espécies arbóreas.

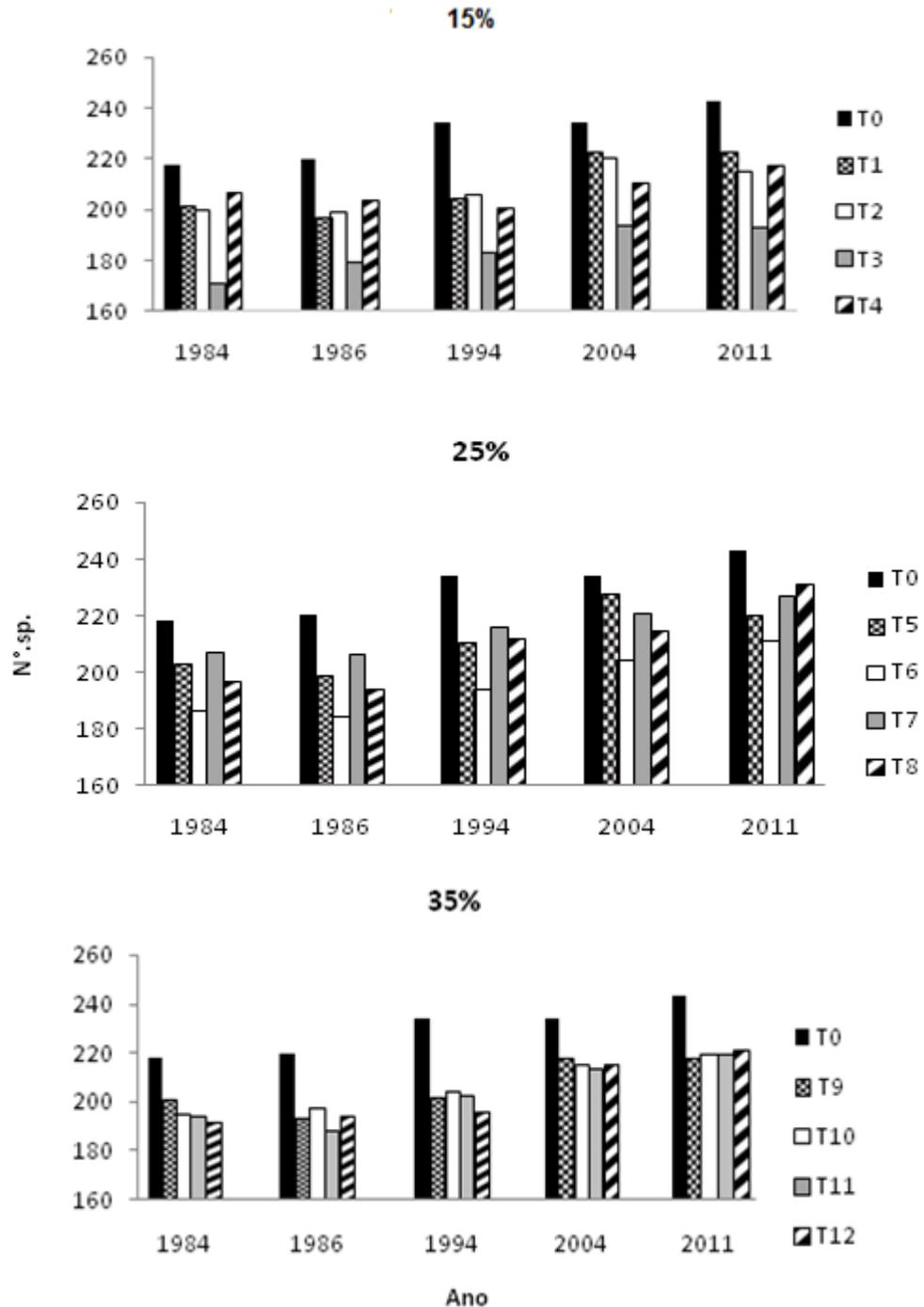
Florestas tropicais úmidas de terra firme na Amazônia apresentam uma grande variação de espécies em pequenas unidades de áreas, com as maiores riquezas de espécies arbóreas da região neotropical (SALOMÃO *et al.*, 2007; PROCÓPIO *et al.*, 2010). Portanto, algumas variações encontradas no presente trabalho podem não ser necessariamente resultantes dos tratamentos aplicados, e sim de variações naturais, tendo em vista que foram verificadas desde antes das intervenções.

Conforme visto na FIGURA 5, todos os tratamentos, incluindo a testemunha, apresentaram aumento no número de espécies quando comparados os primeiros e últimos anos de medição, o que se deve a características próprias da amostragem, posto que a repetição com os anos melhora o nível da identificação, exceto as parcelas de vara e muda, que não são identificadas numericamente com plaquetas.

Com o decorrer das medições, o número de espécies encontradas na amostragem cresceu, devido ao aparecimento na área de espécies com baixa densidade, como *Chamaecrista adiantifolia*, *Dussia discolor*, *Exostyles amazonica*, *Guarea grandifolia*, *Joannesia heveoides*, *Leptolobium nitens* e *Ocotea longifolia*, e *Prunus* sp., espécies que não foram registradas em todas as medições, sendo encontradas em apenas um dos 12 tratamentos, em uma ou poucas medições.

Estimativas do número de espécies tendem a aumentar conforme os locais sejam pesquisados por longos períodos. Considerando que comunidades não são sistemas fechados, a lista cumulativa de espécies irá subir conforme chegam novos colonizadores (MAGURRAN, 2011). Moro e Martins (2013) ressaltam que em domínios ricos em espécie como a Amazônia, é improvável que um ou poucos anos de coleta gere uma lista, cujo número seja próximo ao da riqueza de espécies real da área, sendo que o esforço amostral deve ser o suficiente para descrever aproximadamente a estrutura da vegetação, espécies mais comuns e pelo menos parte das espécies raras.

FIGURA 5 – NÚMERO DE ESPÉCIES TOTAL (N°. sp.) (ÁRVORE, ARVORETA, VARA E MUDA) NOS DIFERENTES ANOS (ANO), POR TRATAMENTO (T0, T1, ... T12), NAS TRÊS INTENSIDADES DE COLHEITA (15, 25 E 35%) EM COMPARAÇÃO A TESTEMUNHA (T0) EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, DURANTE 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



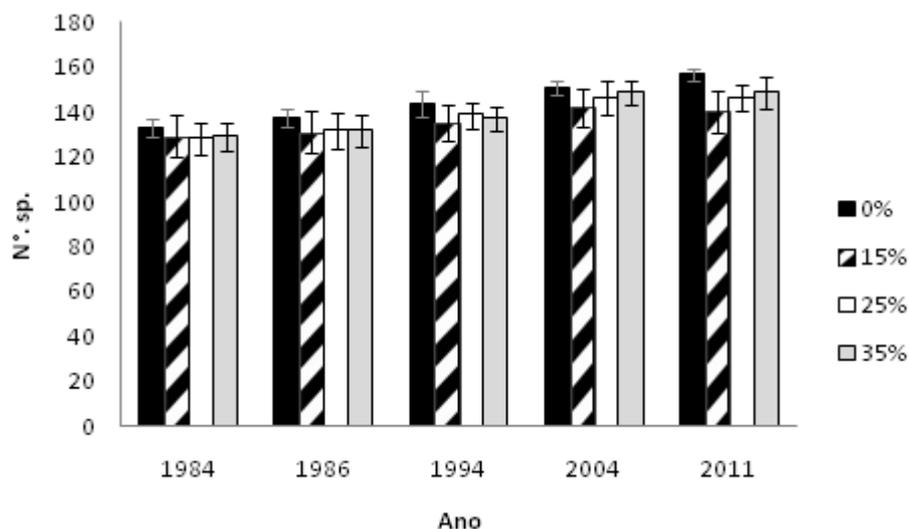
FONTE: A autora (2016).

Considerando o número de espécies nas diferentes classes de tamanho (FIGURA 4-c), observa-se diferença significativa entre todas elas. Este resultado pode ser explicado, em parte, devido as subparcelas de amostragem de diferentes classes

de tamanho possuírem diferentes dimensões de área e intervalos de inclusão (altura e diâmetro) para árvore, arvoreta, vara e muda. O fato das classes de tamanho muda e vara não serem plaqueadas, subestimam a dinâmica de entrada e saída de espécies, bem como dificultam a identificação dos indivíduos das classes de tamanho inferiores. Segundo Camargo *et al.* (2008), plântulas em ambientes diversos, como o sub-bosque de uma floresta tropical, são extremamente difíceis de serem reconhecidas, sendo que mesmo especialistas experientes, habituados a trabalhar com material botânico fértil, podem ter dificuldades de identificar a regeneração.

Analisando a média do número de espécies considerando apenas as diferentes intensidades de colheita de madeira no decorrer do monitoramento (FIGURA 6), verificou-se que as diferentes áreas apresentaram a média de espécies próxima no pré-colheita, porém, a testemunha já apresentava uma média superior às demais. Ocorreu uma diferenciação no decorrer dos anos nos diferentes tratamentos. A colheita de 15% do volume original apresentou menor número de espécies ao longo dos anos, ou seja, a menor intensidade de colheita aplicada reduziu a riqueza de espécies, enquanto as intensidades média e alta aumentaram a riqueza.

FIGURA 6 – MÉDIA DE ESPÉCIES (N°.sp.) (ÁRVORE, ARVORETA, VARA E MUDA) COM DESVIO PADRÃO DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE COLHEITA DE MADEIRA, NOS DIFERENTES ANOS, EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



FONTE: A autora (2016).

Mendes *et al.* (2012), estudando a dinâmica da composição florística de espécies ocorrentes no sub-bosque em floresta tropical em Moju, Pará, observaram

que após a colheita de madeira houve aumento no número de espécies e indivíduos. De acordo com Leal Filho *et al.* (2013), parte considerável deste processo se deve a resiliência conferida pelo banco de sementes da área, pois em áreas em fase de reconstrução da floresta, as espécies pioneiras maduras estabelecidas nas áreas enriquecem o banco de sementes local, sendo este um dos fatores responsáveis pelo aumento do número de espécies.

Analisando o número de espécies apenas sob a influência da colheita de madeira (intensidade de colheita = 0, 15, 25 e 35%, desconsiderando o efeito do desbaste), a ANOVA indicou p-valor = 0,0000, demonstrando que existe uma relação estatisticamente significativa entre o número de espécies e as variáveis de previsão a 95,0% de probabilidade. As variáveis ano, intensidade de colheita e classe de tamanho foram significantes para o ajuste do modelo de número de espécies, sendo p-valor: 0,0000; 0,0072; 0,0000, respectivamente no nível de probabilidade de 95%. Logo, não foi necessário excluir nenhuma variável do modelo.

O coeficiente de determinação ajustado foi de 88,45%, muito próximo ao valor encontrado no modelo anterior, que considerava a intensidade de colheita e o desbaste. Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas oriundas do teste da razão de verossimilhança estão descritos no APÊNDICE 3. Os Intervalos de confiança e a multicolinearidade representada pelo FIV apresentaram, assim como o coeficiente de determinação ajustado, valores satisfatórios e próximos ao do modelo que incluía desbaste.

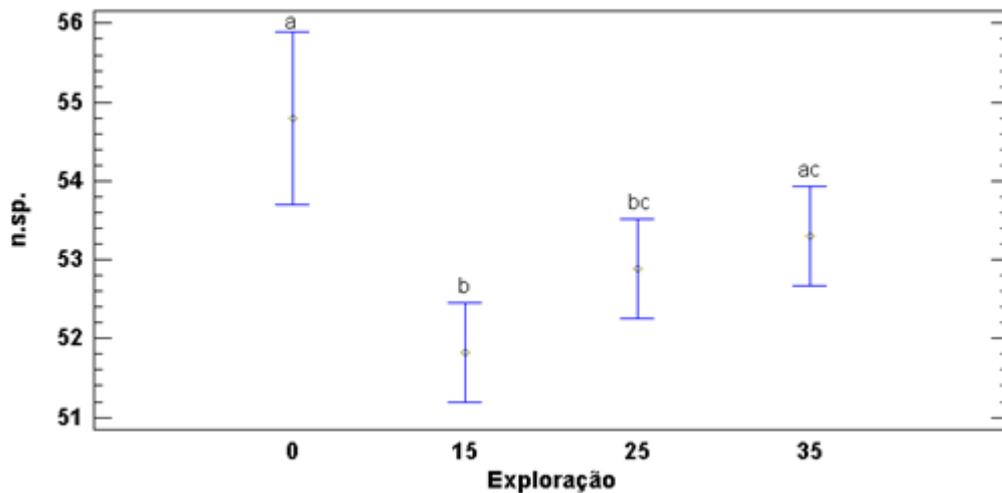
Analisando a média do número de espécies e considerando apenas a colheita de madeira, de acordo o Teste de Fisher a 95% de probabilidade (FIGURA 7), a testemunha apresentou a maior média de espécies. Contudo, a média da maioria dos tratamentos não diferiu da mesma estatisticamente.

T3 e T6 foram significativamente diferentes de todos os outros tratamentos por apresentar um número de espécies muito baixo em relação aos demais desde antes da colheita; T2 e T6 foram diferentes de T3 e da Testemunha, com uma média intermediária de riqueza.

Quando consideradas as médias das diferentes intensidades de colheita na área, o número de espécies aumentou de forma diretamente proporcional à intensidade de colheita, ou seja, quanto maior a colheita de madeira na área, maior o número de espécies, no decorrer dos anos. A única intensidade de colheita que foi estatisticamente igual à testemunha foi a colheita de 35% da área basal. Para

Tsuchiya e Tanaka (2008), o aparecimento de clareiras naturais na floresta amazônica pela queda de árvores resulta no aumento do número de espécies colonizadoras por família e no número de mudas, num processo de reconstrução da floresta.

FIGURA 7 – MÉDIA DE ESPÉCIES (N°.sp.), COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM A INTENSIDADE DE COLHEITA (TESTEMUNHA = 0; COLHEITA DE 15, 25 E 35% DO VOLUME TOTAL DA POPULAÇÃO), EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, AO LONGO DE 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).  
 FONTE: A autora (2016).

Carreño-Rocabado *et al.* (2012), monitorando a dinâmica de indivíduos com DAP > 10 cm, avaliaram o efeito de diferentes intensidades de alterações causadas pelo corte e tratamentos silviculturais sobre as espécies de uma comunidade de floresta tropical boliviana. Foi observado que as alterações não afetaram a diversidade de espécies, sugerindo que a riqueza de espécies é conservada, além de manter os demais serviços ambientais da floresta. Sistemas que imitam clareiras naturais, como a extração seletiva de madeira com colheita de impacto reduzido, favorece a regeneração de espécies de árvores tolerantes à sombra. Em contraste, os sistemas que produzem grandes aberturas no dossel, como o corte raso, dificultam a sucessão (DUPUY e CHAZDON, 2008).

Estes resultados confirmam o encontrado por Kersten e Kuniyoshi (2009), de que, após um processo de colheita, conforme avançam os estágios da sucessão, aumentam a riqueza e diversidade. Desse modo, as florestas em estágio avançado de sucessão apresentam maior riqueza em detrimento das florestas em estágios iniciais. Contudo, Clark e Covey (2012) encontraram redução significativa na riqueza

de espécies arbóreas em áreas que sofreram colheita de madeira, o que atribuíram à redução da riqueza de secundárias tardias.

Analisando o efeito da colheita de madeira e dos tratamentos silviculturais no agrupamento ecológico de espécies da área, Azevedo *et al.* (2008a) verificaram que a colheita de madeira não favoreceu o crescimento de pioneiras, ou seja, a colheita e a aplicação dos tratamentos silviculturais estimularam apenas o crescimento das árvores e arvoretas, classes já estabelecidas.

A colheita de madeira afeta diretamente a regeneração natural, podendo ser de forma benéfica ou prejudicial, dependendo da forma como é realizada (DUAH-GYAMFI *et al.* 2014). Considerando os efeitos da EIR sobre espécies de Sapotaceae na Amazônia brasileira, Reis *et al.* (2013) concluíram que as técnicas de redução de impacto adotadas no manejo florestal reduziram os danos causados pela colheita de madeira sobre a densidade e área basal. Assim não comprometeu, em nível populacional, as espécies de Sapotaceae estudadas e, ainda, favoreceu a dominância, o recrutamento e o consequente aumento populacional das espécies com baixa densidade.

Vieira *et al.* (2015), analisando as alterações florísticas e estruturais em área de Floresta Ombrófila Densa no Pará em decorrência das atividades de exploração de impacto reduzido, considerando indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm, concluíram que quatro anos após a colheita não houve alterações significativas na composição florística e abundância de indivíduos, ou seja, a colheita provocou alterações na abertura do dossel, mas não influenciou em diferenças significativas no número de espécies e famílias nos tratamentos avaliados.

## 6.2 SIMILARIDADE

A similaridade entre intensidades de colheita está descrita na TABELA 5 e os parâmetros estimados para os modelos ajustados estão na TABELA 6. A ANOVA resultante do ajuste do modelo linear generalizado da similaridade de espécies segundo o índice de Sørensen ( $C_s$ ), entre os tratamentos dentro de um mesmo ano foi significativo (p-valor = 0,0000), demonstrando a existência de uma relação estatisticamente significativa entre a similaridade e as variáveis de previsão a 95,0% de probabilidade.

TABELA 5 – ÍNDICE DE SØRENSEN DENTRO DOS ANOS, COMPARANDO AS DIFERENTES INTENSIDADES DE COLHEITA EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI – AMAPÁ.

	15	25	35		15	25	35
0	0,452	0,458	0,456		0,453	0,460	0,456
15	1	0,474	0,474	1984 (a)	1	0,472	0,474
25		1	0,476			1	0,472
35			1				1
0	0,457	0,459	0,460		0,452	0,455	0,458
15	1	0,479	0,476	1994 (b)	1	0,478	0,477
25		1	0,476			1	0,477
35			1				1
0	0,459	0,459	0,462				
15	1	0,475	0,476	2004 (ab)			
25		1	0,476				
35			1				

Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).  
 FONTE: A autora (2016).

TABELA 6 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA SIMILARIDADE DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO E COLHEITA, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.

	ANOVA	ANO	TRAT.	COL.	R <sup>2</sup> aj
Similaridade entre tratamentos	0,0000	0,0986 NS	0,0000	*	**
Similaridade entre intensidade de colheita	0,0000	0,0188	*	0,0000	95,89
Similaridade entre anos	0,0000	0,0000	0,0000	*	90,69

P-valor a 95% de probabilidade; ANO: 1984, 1986, 1994, 2004 e 2011; TRAT.: Tratamento = Intensidade de colheita + intensidade de desbaste; COL.: Colheita = 0, 15, 25 e 35%; R<sup>2</sup>aj: coeficiente de determinação ajustado em %; \*Variável não incluída no modelo; \*\*Variável não calculada; NS = não significativo.

FONTE: A autora (2016).

Todas as variáveis foram significativas nos modelos testados, exceto ano para o modelo que considerava a similaridade entre tratamentos. Ou seja, considerando as espécies ocorrentes em todas as categorias de tamanho, comparando os diferentes tratamentos nos diferentes anos, não foi encontrada diferença significativa na similaridade. Como a variável independente não significativa deve ser excluída do modelo, não se prosseguiu com o ajuste do mesmo, considerando apenas a intensidade de colheita no ajuste. Todos os coeficientes de determinação ajustados foram significativos, acima de 90%. Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas do teste da razão de verossimilhança para similaridade de espécies ( $C_s$ ) de espécies entre as intensidades de colheita dentro de um mesmo ano estão descritos no APÊNDICE 4.

Analisando as diferenças de similaridade através do teste de comparação de médias, 1984 não diferiu de 1986, devido à colheita ter ocorrido em 1985, ou seja, com a diferença de apenas um ano para cada medição, o que não altera as espécies, principalmente do sub-bosque, por influência da sucessão. Ambos os anos apresentaram baixa similaridade entre os níveis de colheita. Esta similaridade aumentou em 1994, caindo em 2004 e voltando a crescer em 2011. De acordo com o índice de Sørensen, os níveis de colheita tornaram as áreas mais similares no decorrer dos anos.

Com o passar dos anos, o efeito da colheita foi reduzindo de tal forma que a composição da vegetação tornou-se mais homogênea, mesmo entre tratamentos. Almeida *et al.* (2015) comentam que para cada fase sucessional, além de ocorrer espécies que demandam maiores intensidades luminosas, a presença das espécies pode ser influenciada pela topografia, tipo de solo ou outros fatores abióticos.

A similaridade de espécies segundo o índice de Sørensen variou significativamente dentre todos os tratamentos no decorrer dos anos (TABELA 7). Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas do teste da razão de verossimilhança estão descritos no APÊNDICE 5.

Analisando a similaridade ( $C_s$ ) segundo a comparação de médias do Teste de Fisher a 95% de probabilidade nos diferentes tratamentos (TABELA 7, FIGURA 8), verificou-se que, além do número de espécies diferentes na maioria dos tratamentos, a composição destas espécies diferencia-se no decorrer dos anos. Na testemunha houve maior similaridade entre os anos de medição, sendo que o único tratamento que foi estatisticamente igual à testemunha foi o T1, ou seja, a intensidade de colheita mais leve e sem desbaste. Portanto, com base nestes resultados observa-se que, quanto maior a intensidade de colheita e desbaste, maior será a diferenciação na composição florística ao longo dos anos.

Todos os tratamentos, incluindo a testemunha, seguiram a tendência de similaridade decrescente com o decorrer dos anos, o que ocorreu devido à sucessão secundária. Esta diferenciação da vegetação com o passar dos anos ocorreu tanto devido a fatores naturais, como pode ser mais claramente evidenciado na testemunha, quanto nas áreas com intervenções silviculturais. Porém, a diferenciação foi maior quando analisados os maiores níveis de intervenção.

TABELA 7 – ÍNDICE DE SØRENSEN DENTRO DOS TRATAMENTOS COM O DECORRER DOS ANOS EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

	ANO	1986	1994	2004	2011		1986	1994	2004	2011
Test.	1984	0,496	0,484	0,472	0,464					
	1986	1	0,485	0,472	0,465					
	1994		1	0,478	0,473					
	2004			1	0,481					
Colheita 15%	1984	0,494	0,477	0,468	0,465		0,490	0,481	0,469	0,458
	1986	1	0,479	0,471	0,467		1	0,485	0,469	0,458
	1994		1	0,477	0,471			1	0,474	0,463
	2004			1	0,482				1	0,478
Colheita 15%	1984	0,487	0,471	0,455	0,455		0,488	0,476	0,464	0,460
	1986	1	0,475	0,458	0,452		1	0,479	0,475	0,458
	1994		1	0,469	0,465			1	0,477	0,466
	2004			1	0,472				1	0,483
Colheita 25%	1984	0,482	0,473	0,461	0,449		0,487	0,472	0,460	0,453
	1986	1	0,477	0,459	0,454		1	0,469	0,456	0,448
	1994		1	0,473	0,461			1	0,472	0,464
	2004			1	0,469				1	0,472
Colheita 25%	1984	0,483	0,471	0,461	0,459		0,486	0,476	0,465	0,453
	1986	1	0,473	0,460	0,454		1	0,474	0,461	0,449
	1994		1	0,4732	0,467			1	0,476	0,461
	2004			1	0,478				1	0,472
Colheita 35%	1984	0,490	0,472	0,458	0,456		0,484	0,467	0,456	0,452
	1986	1	0,478	0,463	0,461		1	0,467	0,452	0,451
	1994		1	0,475	0,471			1	0,477	0,470
	2004			1	0,484				1	0,481
Colheita 35%	1984	0,485	0,467	0,447	0,446		0,490	0,475	0,464	0,456
	1986	1	0,473	0,453	0,451		1	0,475	0,461	0,452
	1994		1	0,474	0,469			1	0,471	0,460
	2004			1	0,474				1	0,474

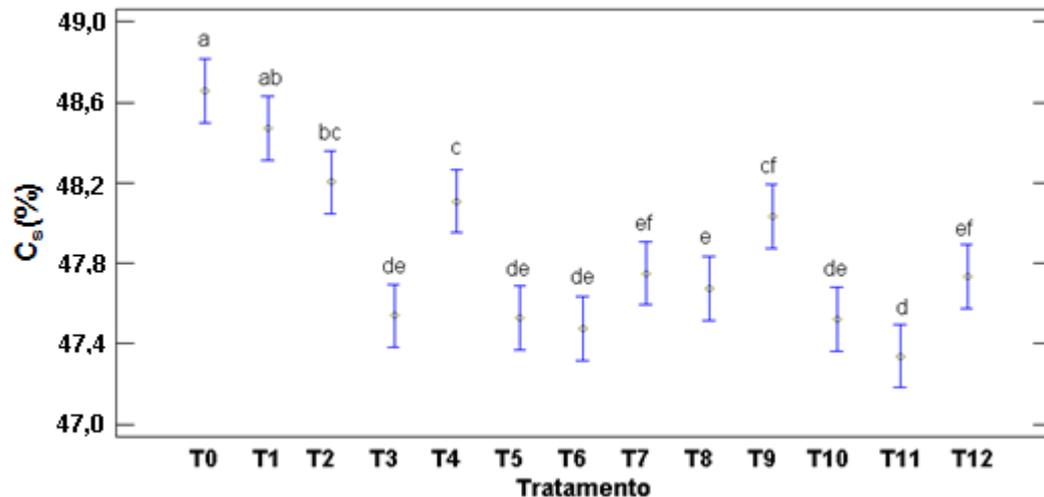
Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).

FONTE: A autora (2016).

Mesmo em uma floresta não perturbada como T0, a similaridade diminuiu no decorrer dos anos. A similaridade menor está relacionada à elevada heterogeneidade natural encontrada na floresta amazônica (SALOMÃO *et al.*, 2007; PRATA *et al.*, 2010; PROCÓPIO *et al.*, 2010), bem como à presença de espécies ocasionais que ocorrem em florestas naturais (MAGURRAN, 2011). Chazdon (2008) preconiza a teoria de não equilíbrio acerca da sucessão e resposta aos distúrbios na dinâmica florestal, nas quais não existe um momento no qual a floresta atinja um clímax durante a sua

sucessão, pois frequentemente ocorrem distúrbios, mesmo em estágios mais tardios da sucessão em florestas primárias. O mesmo foi verificado para os tratamentos.

FIGURA 8 – MÉDIA DO ÍNDICE DE SØRENSEN ( $C_s$ ) DE TODOS OS ANOS AVALIADOS, COM DESVIO PADRÃO, ENTRE TRATAMENTOS, EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).  
 FONTE: A autora (2016).

A maior similaridade ocorreu na testemunha entre os anos de 1984 e 1986 ( $C_s = 49,6\%$ ). A testemunha não passou por intervenções e a sua evolução sucessional ao longo do tempo tende a apresentar menores variações, diferente das áreas sujeitas aos tratamentos. Nessa perspectiva, Durigan *et al.* (2008) ao avaliar o estágio sucessional como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais, notaram que a similaridade florística foi mais elevada entre comunidades em estádios sucessionais semelhantes.

No geral, os tratamentos com maior intensidade de colheita (25 e 35%) tiveram menor similaridade no decorrer dos anos quando comparados a testemunha e a colheita de 15%. A menor similaridade encontrada foi no T11, entre os anos de 1984 e 2011 ( $C_s = 44,6\%$ ), tratamento no qual a colheita foi intensa, sendo também um dos tratamentos no qual o desbaste foi mais efetivo, com mortalidade de 84,8% dos indivíduos anelados após 10 anos da aplicação do desbaste (AZEVEDO *et al.*, 2012), o que ocasionou baixa similaridade entre os anos. Portanto, a intervenção alterou a uniformidade dos estádios sucessionais e, em contrapartida, estas áreas apresentam valores inferiores de similaridade quando comparadas à testemunha. A colheita de madeira causa danos maiores à vegetação remanescente quando

comparada ao anelamento, pois a colheita atinge espécies com baixa densidade de indivíduos, além da baixa efetividade do anelamento verificada em alguns tratamentos por Azevedo *et al.* (2012).

A intervenção altera a uniformidade dos estádios sucessionais e, em contrapartida, tais áreas apresentam valores inferiores de similaridade quando comparadas à testemunha. Segundo Durigan *et al.* (2008), dentro da mesma formação vegetal, comunidades em etapas análogas do processo sucessional tendem a ter floras semelhantes. Contudo, a evolução da floresta em termos estruturais pode não acompanhar necessariamente as mudanças florísticas esperadas ao longo da sucessão secundária.

### 6.3 ABUNDÂNCIA

Analisando o número de indivíduos no decorrer dos anos, por tratamento e classe de tamanho (TABELA 8), a ANOVA foi significativa, demonstrando que existe uma relação estatisticamente significativa entre a variável dependente e as variáveis de previsão a 95,0% de probabilidade. As variáveis ano e classe de tamanho foram significantes para o ajuste do modelo de número de indivíduos. Contudo, a interação entre os tratamentos e a variável dependente não foi significativa, demonstrando que a colheita juntamente com o desbaste não influenciou significativamente no número de indivíduos no decorrer dos anos.

TABELA 8 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA ABUNDÂNCIA DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO E COLHEITA, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.

	ANOVA	ANO	TRAT.	COL.	CT	R <sup>2</sup> aj
Abundância (tratamento)	0,0000	0,0000	0,8414 NS	*	0,0000	**
Abundância (colheita)	0,0000	0,0000	*	0,0309	0,0000	88,45

P-valor a 95% de probabilidade; ANO: 1984, 1986, 1994, 2004 e 2011; Trat.: Tratamento = Intensidade de colheita + intensidade de desbaste; COL.: Colheita = 0, 15, 25 e 35%; CT = Categoria de tamanho (árvore, arvoretta, vara e muda); R<sup>2</sup>aj: coeficiente de determinação ajustado em %; \*Variável não incluída no modelo; \*\*Variável não calculada; NS = não significativo.

FONTE: A autora (2016).

O anelamento na área não apresentou a mesma efetividade em todos os tratamentos. Tal efeito se deve ao fato de que duas das espécies com maior número de indivíduos anelados (*Geissospermum sericeum* e *Mouriri collocarpa*) apresentaram baixa mortalidade devido às características típicas das espécies (AZEVEDO *et al.*,

2012). Logo, a abundância das espécies como um todo não foi influenciada pelo desbaste.

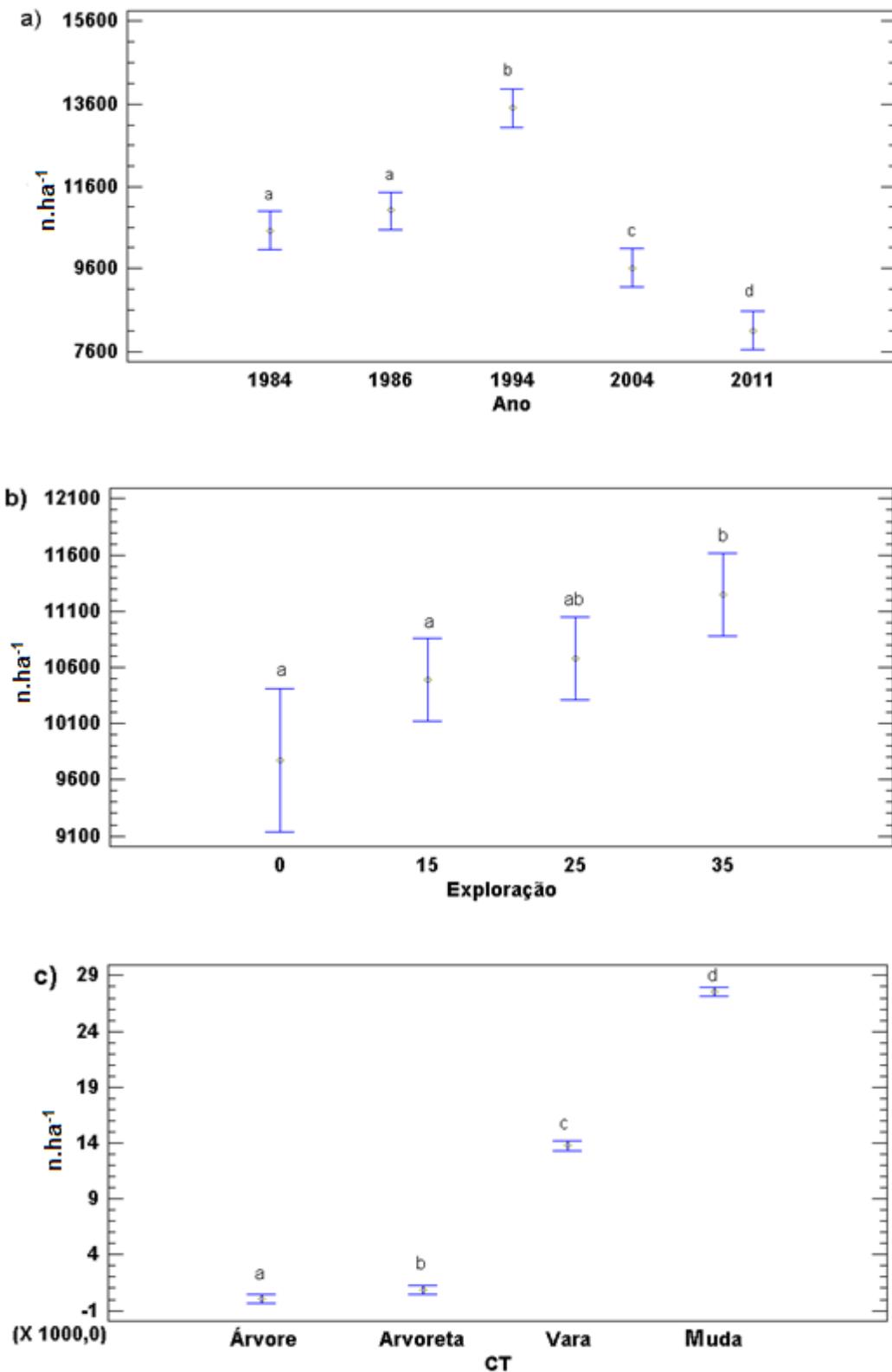
Oliveira *et al.* (2006a), analisando a efetividade de anelamento com envenenamento na Floresta Nacional do Tapajós, em Belterra, verificaram que a redução da área basal foi aproximadamente 10% inferior ao planejado devido à presença de indivíduos com reentrâncias no fuste e exsudação que dificultaram a execução de anelamento e aplicação de arboricida. Este fato associado à mortalidade lenta que o mesmo proporciona, tornaram o efeito do tratamento pouco significativo nas análises.

A análise considerando a colheita foi significativa para todas as variáveis, sendo esta, portanto, a análise empregada para a construção do modelo (APÊNDICE 6). No presente modelo, não foi constatada existência expressiva de multicolinearidade na análise de regressão, tendo em vista que o FIV apresentou valores sempre próximos de 1% e abaixo de 5%.

Analisando o número de indivíduos no decorrer dos anos (FIGURA 9-a), observa-se que 1984 e 1986 não apresentaram diferença significativa e todos os demais foram diferentes entre si (Teste de Fisher a 95% de probabilidade). Levando em consideração a análise de todas as categorias de tamanho, o ano de 1986 foi muito próximo do período de colheita, não ocasionando mudanças significativas em relação ao pré-colheita, especialmente para as classes de tamanho com maior abundância, muda e vara (FIGURA 9-c).

Verificou-se que os valores foram crescentes até 1994, decaindo nos anos posteriores. Em 1994, os efeitos da colheita foram bem visíveis no número de indivíduos na área, resultando na maior abundância dentre todos os anos. A partir de 2004, o número de indivíduos foi estatisticamente menor que os anos iniciais. As aberturas ocasionadas pela colheita de madeira provocam aumento no número de indivíduos do sub-bosque, o que auxilia o processo sucessional em se tratando de indivíduos de hábito arbóreo, arbustivo e herbáceo (MENDES *et al.*, 2012).

FIGURA 9 – MÉDIAS DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM: A) ANOS; B) INTENSIDADE DE COLHEITA (%) E; C) CLASSES DE TAMANHO, EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).  
 FONTE: A autora (2016).

O número de indivíduos foi diretamente proporcional à intensidade de colheita (FIGURA 9-b). Quanto maior a abertura do dossel, maior o recrutamento de indivíduos de regeneração natural (LONDE *et al.*, 2015), sendo essa responsável pela maior parte da população florestal em qualquer estágio sucessional da floresta. Segundo Jardim *et al.* (2007), em termos de crescimento, os melhores sítios para desenvolvimento de espécies arbóreas são clareiras médias, seguidas pelas clareiras grandes e pequenas, definidas neste estudo pela intensidade da colheita.

Gardingem *et al.* (2006) observaram, além do aumento no número de indivíduos, maiores taxas de incremento volumétrico associadas às intensidades elevadas de colheita de madeira, verificando também que a alteração mais significativa reduziria a proporção de árvores no grupo ecológico emergente, ou seja, as florestas tropicais destinadas à produção contínua não apresentam estrutura ou composição equivalente às florestas primárias.

#### 6.4 DIVERSIDADE E EQUABILIDADE

Os valores do Índice de Simpson ( $I-D$ ) e da uniformidade de Simpson ( $E$ ) estão na TABELA 9. A ANOVA considerando  $I-D$  foi significativa, demonstrando que existe uma relação estatisticamente significativa entre as variáveis a 95,0% de probabilidade. As variáveis ano e tratamento foram significativas para o ajuste do modelo de número de espécies, sendo p-valor: 0,0000; 0,0346, respectivamente no nível de probabilidade de 95%; logo, não foi necessário excluir nenhuma variável do modelo. O coeficiente de determinação ajustado foi de 51,36%, valores baixos quando comparados aos demais modelos obtidos no presente trabalho. Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas oriundas do teste da razão de verossimilhança estão descritos no APÊNDICE 7.

Analisando o índice de Simpson segundo a comparação de médias do Teste de Fisher a 95% de probabilidade (FIGURA 10-a), houve aumento na diversidade nos anos posteriores à intervenção. Ou seja, a Hipótese 1 foi confirmada, pois a vegetação apresentou variações tanto na florística, quanto na diversidade, em resposta as intervenções e tempo de regeneração após a intervenção. Em florestas manejadas, as espécies que exigem luz se beneficiam tanto da abertura do dossel quanto da exposição do solo mineral, de modo que onde ocorrem as maiores intensidades de colheita, maior é o aparecimento de novas espécies (PUTZ *et al.*, 2008).

TABELA 9 – ÍNDICE DE SIMPSON, REPRESENTADO POR 1-D, E UNIFORMIDADE DE SIMPSON (E) POR ANO E TRATAMENTO EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

ANO	T0		T1		T2		T3		T4		
	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	
1984	0,976	0,247	Colheita 15%	0,974	0,254	0,974	0,263	0,969	0,242	0,979	0,297
1986	0,978	0,273		0,979	0,313	0,979	0,314	0,978	0,333	0,982	0,354
1994	0,980	0,280		0,978	0,284	0,980	0,300	0,981	0,361	0,980	0,305
2004	0,982	0,313		0,979	0,287	0,980	0,299	0,982	0,339	0,981	0,339
2011	0,981	0,278		0,976	0,244	0,970	0,206	0,978	0,269	0,979	0,292
				T5		T6		T7		T8	
				<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>
1984			Colheita 25%	0,978	0,317	0,975	0,278	0,977	0,269	0,979	0,307
1986				0,978	0,303	0,980	0,341	0,982	0,336	0,981	0,331
1994				0,978	0,275	0,980	0,320	0,980	0,295	0,981	0,316
2004				0,983	0,324	0,983	0,356	0,982	0,318	0,981	0,305
2011				0,981	0,295	0,977	0,251	0,978	0,271	0,980	0,266
				T9		T10		T11		T12	
				<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>	<i>I-D</i>	<i>E</i>
1984			Colheita 35%	0,977	0,286	0,975	0,255	0,980	0,341	0,974	0,258
1986				0,979	0,321	0,978	0,280	0,983	0,390	0,980	0,338
1994				0,979	0,302	0,980	0,289	0,978	0,292	0,980	0,327
2004				0,979	0,291	0,982	0,312	0,981	0,301	0,981	0,305
2011				0,979	0,290	0,978	0,259	0,980	0,279	0,979	0,268

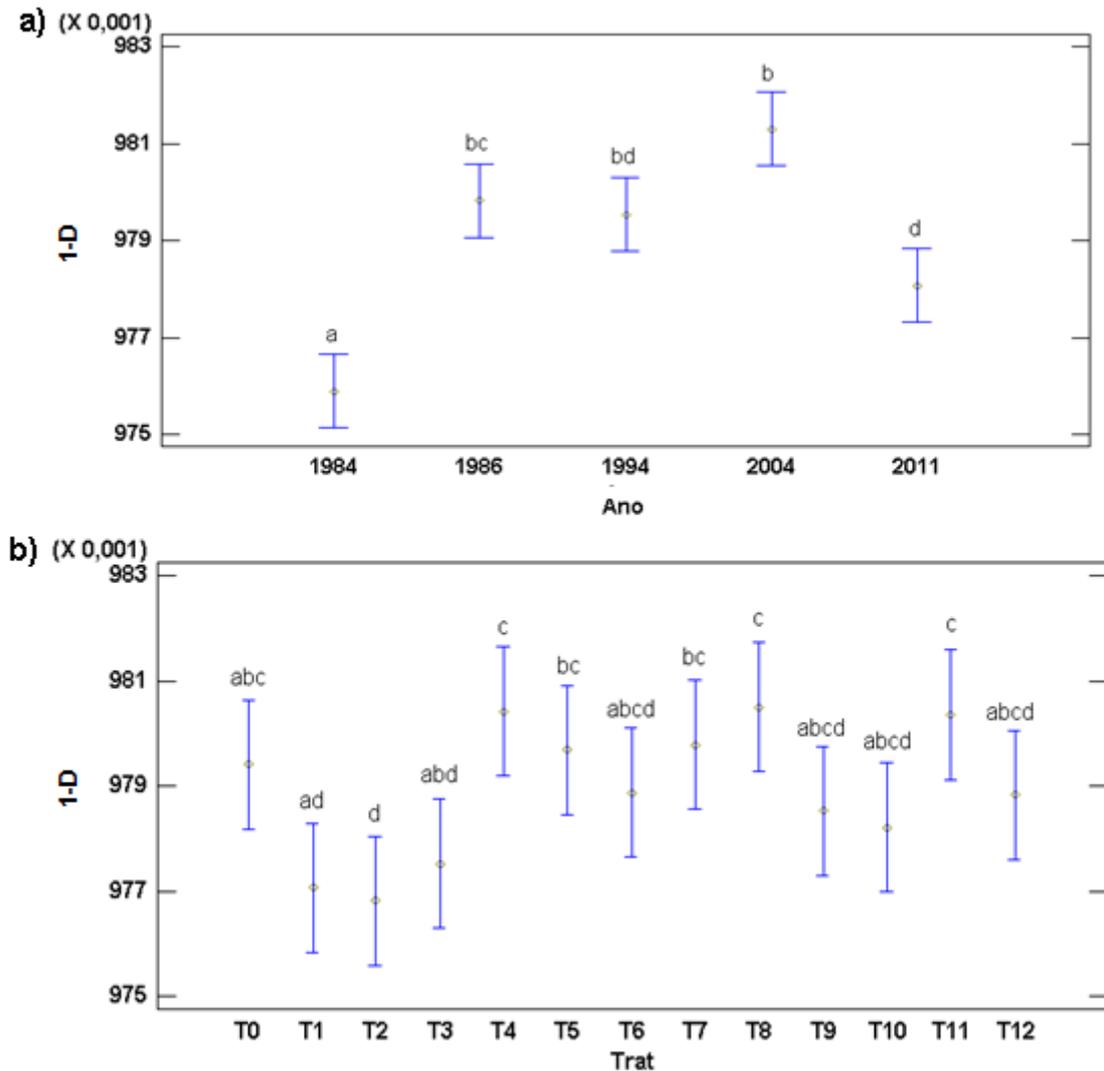
FONTE: A autora (2016).

Os valores de diversidade caíram em 2011, sendo, porém, estatisticamente superiores a diversidade do pré-exploratório (FIGURA 10-a). Prata *et al.* (2010), estudando o gradiente florístico das florestas secundárias do Nordeste Paraense, verificaram que a riqueza de espécies e diversidade de Shannon apresentaram relação linear significativa no aumento da diversidade com a idade das florestas estudadas, ou seja, com o passar dos anos até a floresta atingir determinada idade, houve a tendência de a diversidade aumentar.

O aumento da diversidade com a maior abertura da floresta foi ratificado pela análise da comparação de média considerando os diferentes tratamentos (FIGURA 10-b), em que a diversidade foi maior em T4, T8 e T11. Estes tratamentos foram os que apresentaram maior efetividade do tratamento silvicultural, segundo Azevedo *et al.* (2012), ou seja, os tratamentos que apresentaram maiores diversidades de espécies foram os com maior abertura de dossel. Isto contraria o encontrado por Thapa e Chapman (2010), onde florestas que foram sujeitas à colheita de madeira

tendem, após algum tempo, a apresentar menores valores de riqueza e diversidade de espécies.

FIGURA 10 – MÉDIAS DO ÍNDICE DE SIMPSON ( $1-D$ ) COM DESVIO PADRÃO, DE ACORDO COM: A) ANOS E; B) TRATAMENTOS, EM UMA AMOSTRA DE 40 ha, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.



Letras diferentes são significativamente diferentes, de acordo com o Teste de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ).  
 FONTE: A autora (2016).

Vieira *et al.* (2014), ao compararem a composição florística e estrutura horizontal de floresta manejada com uma floresta sem intervenção antrópica, notaram que a área não manejada apresentou maior índice de diversidade de Shannon; enquanto a composição florística da área manejada sofreu alterações significativas durante o manejo.

Quando comparando dois conjuntos de valores, Melo (2008) encontrou valores do índice de Shannon, indicando que uma comunidade é mais diversa, enquanto o índice de Simpson indica a outra comunidade como mais diversa. Segundo o autor, isto ocorre devido ao índice de Shannon conferir maior peso à riqueza de espécies e conseqüentemente às espécies raras, ao passo que para o índice de Simpson, o peso de espécies raras é pequeno.

Espécies que apresentam forte adensamento podem diminuir de maneira efetiva a presença de outras. Logo, o agrupamento de certas espécies pode diminuir a equabilidade em unidades amostrais (LOREGIAN *et al.*, 2012). Tanto a colheita de madeira quanto o desbaste na área priorizaram espécies com alto número de indivíduos, o que diminuiu a concentração de indivíduos de determinadas espécies e resultou em alta diversidade considerando o índice de Simpson, tendo em vista que este confere maior peso à equabilidade.

A uniformidade de Simpson ( $E_{1/D}$ ) apresentou valores proporcionais a  $1-D$ , ou seja, quanto maior a diversidade, maior foi também a uniformidade nos diferentes tratamentos. Segundo Magurran (2011), apesar do índice de Simpson enfatizar a dominância em detrimento à riqueza, ele não é uma medida pura de uniformidade, ressaltando a importância do cálculo de uniformidade, os quais não são sensíveis à riqueza de espécies, associados aos índices de diversidade. No presente trabalho, no entanto, o índice de Simpson demonstrou ser um bom indicador de uniformidade, sendo proporcional a uniformidade de Simpson.

## 6.5 ESPÉCIES COMUNS

As espécies comuns de acordo com a classificação adaptada de Hubbel (2013), considerando o Valor de importância ( $VI_e$ ) como parâmetro de comparação estão na TABELA 10. Somente *Dendrobangia boliviana*, *Geissospermum sericeum*, *Goupia glabra*, *Iryanthera juruensis*, *Manilkara elata*, *Miconia poeppigii*, *Myrcia splendens*, *Myrciaria floribunda*, *Ocotea petalanthra*, *Paypayrola grandiflora*, *Protium decandrum*, *Tabernaemontana rupicola*, *Tachigali glauca*, *Toulicia bullata* e *Virola michelii* estão presentes em todos os tratamentos.

TABELA 10 – ESPÉCIES QUE CORRESPONDEM A 50% DO VALOR DE IMPORTÂNCIA MÉDIO ( $VI_E$ ) (ESPÉCIES COMUNS) DA COMUNIDADE, EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ. ONDE: TS – TRATAMENTO SILVICULTURAL; D – ESPÉCIE DESBASTADA; C – ESPÉCIE COLHIDA; S – SEM TRATAMENTO;  $VI_E$  (1984, 1994 E 2011) = VALOR DE IMPORTÂNCIA NO ANO EM %.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	TS	$VI_{e1984}$	$VI_{e1994}$	$VI_{e2011}$
Annonaceae	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i>	Envira-branca	D	0,69	0,83	0,84
Annonaceae	<i>Duguetia cauliflora</i>	Envira-surucucu	D	0,55	0,59	0,58
Annonaceae	<i>Guatteria poeppigiana</i>	Envira-preta	D	0,55	0,62	0,63
Apocynaceae	<i>Geissospermum sericeum</i>	Quinarana	D	2,62	2,81	2,73
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana rupicola</i>	Jasmim-da-mata	S	0,86	0,85	0,92
Burseraceae	<i>Protium decandrum</i>	Breu-vermelho	S	0,77	0,97	0,92
Burseraceae	<i>Protium opacum</i>	Breu-jatoá	S	0,97	0,95	0,73
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>	Breu-pretinho	S	1,03	1,02	1,00
Cardiopteridaceae	<i>Dendrobangia boliviana</i>	Caferana	D	1,21	1,34	1,38
Ebenaceae	<i>Diospyros vestita</i>	Caqui-preto	D	0,71	0,63	0,63
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i>	Cumarú	C	1,03	0,85	0,61
Fabaceae	<i>Inga paraensis</i>	Ingá-branco	D	0,57	0,60	0,67
Fabaceae	<i>Tachigali glauca</i>	Taxi-preto-folha-graúda	S	0,91	0,98	1,04
Fabaceae	<i>Tachigali tinctoria</i>	Taxi-pitomba	D	1,18	1,23	1,05
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i>	Cupiúba	C	3,11	2,09	2,09
Lauraceae	<i>Aniba megaphylla</i>	Louro-amarelo	S	0,53	0,48	0,35
Lauraceae	<i>Ocotea petalantha</i>	Louro-abacate	S	1,25	1,24	1,16
Lecythidaceae	<i>Corythophora rimosa</i>	Castanharana	S	1,10	1,07	0,88
Lecythidaceae	<i>Eschweilera amazonica</i>	Matamatá-ci	S	0,79	0,90	0,82
Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i>	Matamatá-branco	S	0,92	1,03	1,02
Lecythidaceae	<i>Eschweilera sp1</i>	Matamatá-amarelo	D	1,46	1,46	1,47
Lecythidaceae	<i>Lecythis poiteaui</i>	Jarana-amarela	S	1,04	1,12	1,08
Melastomataceae	<i>Miconia poeppigii</i>	Tinteiro	D	0,75	1,18	0,93
Melastomataceae	<i>Mouriri collocarpa</i>	Miraúba-amarela	D	0,92	0,97	0,74
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i>	Ucuubarana	D	1,00	0,99	0,97
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i>	Ucuúba-vermelha	S	1,18	1,19	1,19
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i>	Ginja-de-jabuti	S	0,44	0,58	0,54
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i>	Murta	D	1,76	1,48	1,21
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	Goiabinha	D	0,46	0,72	0,74
Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i>	João-mole	D	0,73	0,71	0,66
Olacaceae	<i>Minquartia guianensis</i>	Acariquara	D	1,07	1,21	1,16
Rubiaceae	<i>Psychotria mapourioides</i>	Pimenta-de-jacú	S	0,03	0,83	0,73
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i>	Canela-de-velho	D	0,53	0,53	0,47
Sapindaceae	<i>Toulicia bullata</i>	Caneleiro	D	0,88	0,75	0,68
Sapotaceae	<i>Manilkara elata</i>	Maçaranduba	C	3,09	2,03	1,99
Sapotaceae	<i>Manilkara sp.</i>	Maparajuba	C	1,22	1,19	1,09
Sapotaceae	<i>Micropholis guyanensis</i>	Mangabarana	D	1,35	1,23	1,20
Sapotaceae	<i>Pouteria oppositifolia</i>	Guajará-bolacha	C/D	1,25	1,31	1,19
Violaceae	<i>Paypayrola grandiflora</i>	Paparola	S	0,81	0,66	0,34
Violaceae	<i>Rinorea flavescens</i>	Canela-de-jacamim	D	0,79	0,89	0,86

FONTE: A autora (2016).

Segundo Salomão *et al.* (2007) e Procópio *et al.* (2010), florestas tropicais úmidas de terra firme na Amazônia apresentam elevada heterogeneidade natural, com alta diversidade em pequenas unidades de áreas, o que é verificado na variabilidade de espécies encontrada no presente trabalho, mesmo considerando apenas espécies comuns.

*Dipteryx odorata*, *Goupia glabra*, *Manilkara elata* e *Manilkara* sp. perderam importância na comunidade após a colheita (1994). Isto se deve à redução em número de indivíduos (densidade) e área basal (dominância) dos indivíduos adultos, inerentes à colheita florestal. Porém, apesar da redução, as espécies permaneceram entre as mais representativas da comunidade.

Aproximadamente 50% das espécies comuns que foram desbastadas sofreram leve ganho de importância na comunidade até 1994, com o valor de importância caindo nos anos seguintes até 2011. O mesmo foi verificado para aproximadamente 30% das espécies que não receberam nenhum tratamento.

Algumas espécies desbastadas ganharam importância de forma progressiva na comunidade após o mesmo, sendo elas: *Anaxagorea dolichocarpa*, *Guatteria poeppigiana*, *Dendrobangia boliviana*, *Eschweilera* sp1, *Inga paraensis* e *Myrciaria floribunda*. *Geissospermum sericeum* foi a espécie dentre as desbastadas que apresentou o maior valor de importância pré-colheita, sendo a mais representativa da comunidade, segundo o  $VI_e$  nos dois anos após a colheita analisados (1994 e 2011). Conforme Azevedo *et al.* (2012), esta espécie apresentou uma taxa de mortalidade muito baixa no anelamento devido às suas características de fuste.

Aproximadamente 50% das espécies comuns que não foram colhidas ou desbastadas reduziram sua importância na comunidade no decorrer dos anos. De acordo com Andrade *et al.* (2015), as espécies comuns apresentam tendência de sucesso no estabelecimento em áreas que sofreram alterações antrópicas. Porém, o que foi verificado no presente trabalho foi que a colheita de impacto reduzido e tratamentos silviculturais pós-colheita, mesmo ocasionando abertura do dossel, não beneficiaram as espécies comuns que não foram colhidas ou desbastadas, como geralmente ocorre em áreas que passam por intervenções.

Entre as espécies que não sofreram intervenções e aumentaram sua importância na comunidade, destaca-se *Psychotria mapourioides*, que após a colheita teve um ganho no  $VI_e$  até 1994, decrescendo nos anos posteriores. Contudo, os

tratamentos em geral não beneficiaram nenhuma espécie ou grupo de espécies entre as comuns, o que foi ratificado pelos resultados obtidos a partir dos modelos ajustados no tópico a seguir, os quais demonstraram que tais diferenças não foram significativas para as variáveis independentes colheita e desbaste, considerando as variáveis dependentes densidade e dominância.

Considerando todas as espécies arbóreas da comunidade, os tratamentos tornaram a distribuição da densidade da comunidade mais homogênea, o que foi verificado pelo crescimento da diversidade, considerando o índice de Simpson que, segundo He e Hu (2005), trata-se de um índice que atribui peso a densidade relativa de cada espécie em relação a densidade total da comunidade no cálculo da diversidade.

Dentre as espécies apresentadas na TABELA 10, 42,5% são comerciais e 20% são potencialmente comerciais, sendo que apenas *Dipteryx odorata*, *Goupia glabra*, *Manilkara elata*, *Pouteria oppositifolia* e *Manilkara* sp. foram colhidas. Todavia, 52,5% dessas espécies tiveram indivíduos desbastados. As 5 principais espécies com maior  $VI_e$  foram desbastadas ou colhidas.

Muitas espécies que não foram colhidas pertencem aos grupos das comerciais e potencialmente comerciais, estando também entre as mais representativas pelo  $VI_e$ . Dentre essas espécies, as comerciais foram *Geissospermum sericeum*, *Ocotea petalantha*, *Eschweilera coriacea*, *Virola michelii*, *Tachigali glauca*, *Micropholis guyanensis*, *Iryanthera juruensis*, *Minquartia guianensis*, *Lecythis poiteaui*, *Aniba megaphylla*, *Inga paraenses*. Tais espécies apresentam satisfatória regeneração e possibilidade de uso comercial, isto é, podem ser colhidas no próximo corte para este parâmetro analisado, diminuindo a pressão sobre as espécies que já foram colhidas, evitando que ocorra redução na intensidade de colheita no segundo ciclo.

Sist e Ferreira (2007), avaliando danos causados pela exploração de impacto reduzido (EIR) em uma floresta tropical de terra firme da Amazônia Oriental, notaram que apenas 50% do povoamento comercial estudado se recuperaria após 30 anos, provocando assim, drástica redução na intensidade da colheita no segundo corte. Concluíram que na Amazônia, EIR por si só não é claramente suficiente para alcançar uma gestão sustentável das florestas. Nesse contexto, para Azevedo *et al.* (2008b), a EIR mantém as funções ecológicas e ambientais da floresta, mas não,

necessariamente, estimula o crescimento de espécies comerciais, tendendo a levar a ciclos de corte maiores que trinta anos.

Por outro lado, Quanz *et al.* (2012) verificaram que a EIR não afeta a florística do banco de sementes do solo, ou seja, após a colheita de madeira, a floresta tem seu potencial de recuperação sucessional mantido. Neste sentido, Reis *et al.* (2014) consideram que após distúrbios, a recuperação do potencial econômico florestal depende do estabelecimento da regeneração natural das espécies comerciais.

## 6.6 ESTRUTURA DAS ESPÉCIES COMUNS, COLHIDAS E DESBASTADAS

As ANOVAs dos modelos que consideraram como variáveis dependentes os valores absolutos estimados de densidade, frequência e dominância; e como variáveis independentes, espécie, ano e tratamento, foram significativas, demonstrando que existe uma relação estatisticamente significativa entre as variáveis dependentes e as variáveis de previsão (TABELA 11).

TABELA 11 – PARÂMETROS ESTIMADOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA ESTRUTURA DAS ESPÉCIES COMUNS, COLHIDAS E ANELADAS, DE ACORDO COM AS INTENSIDADES DE TRATAMENTO, COLHEITA E REDUÇÃO DE ÁREA BASAL EM 40 HA DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO.

	ANOVA	ANO	TRAT.	COLHEITA	G.%	Sp.	CT	R <sup>2</sup> aj
Frequência (sp. Comuns)	0,0000	0,0000	0,0249	*	*		0,0000	24,48
Densidade (sp. comuns)	0,0000	0,0000	0,8505NS	0,6283NS	0,3819NS	0,0000	0,0000	**
Dominância (sp. comuns)	0,0000	0,3154NS	0,5499NS	*	*	0,0000	0,0000	**
Densidade (sp. colhidas)	0,0000	0,0000	*	0,5123NS	0,5489NS	0,0000	0,0000	**
Dominância (sp. colhidas)	0,0000	0,0785NS	*	0,3838NS	*	0,0000	0,0000	**
Densidade (sp. desbastadas)	0,0000	0,0000	0,8208NS	*	*	0,0000	0,0000	**
Dominância (sp. desbastadas)	0,0000	0,6031NS	0,5636NS	*	*	0,0000	0,0000	**

P-valor a 95% de probabilidade; ANO: 1984, 1986, 1994, 2004 e 2011; TRAT.: Tratamento = Intensidade de colheita + intensidade de desbaste; COL.: Colheita = 0, 15, 25 e 35%; G.% – porcentagem de redução de área basal; CT = Categoria de tamanho (árvore, arvoreta, vara e muda); R<sup>2</sup>aj: coeficiente de determinação ajustado em %; \*Variável não inclusa no modelo; \*\*Variável não calculada; NS = não significativo.

FONTE: A autora (2016).

O modelo ajustado para frequência foi significativo para todas as variáveis. Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas oriundas do teste da razão

de verossimilhança estão descritos no APÊNDICE 8. Apesar de significativo, o modelo apresentou baixo valor para o coeficiente de determinação ajustado, portanto, não foi explorado. Considerando que o coeficiente de determinação é uma medida descritiva da qualidade do ajuste obtido (LOESCH, 2012), no modelo há regressor(es) pouco explicativo(s); logo, o uso do mesmo não é confiável.

Já a dominância absoluta foi significativa para espécies e classes de tamanho em todos os modelos testados; porém, não foi significativa para tratamento nem para ano, não sendo, portanto, o ajustado o modelo.

A área basal de arvoreta e árvore de todas as espécies analisadas por Azevedo *et al.* (2008b) nos primeiros 20 anos de monitoramento, apresentou diferença logo após a colheita de madeira e nos dois últimos períodos de avaliação, em consequência da aplicação dos tratamentos. Entretanto, os autores não encontraram diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos, para a variável área basal de espécies comerciais, durante este período monitorado. Vieira *et al.* (2014) notaram alterações significativas de área basal entre floresta manejada e floresta não manejada devido à colheita realizada, que implicou na retirada de indivíduos em classes comerciais e também ao dano causado às árvores remanescentes, concluindo que para o período considerado, a área basal parece estar se recuperando adequadamente.

A ANOVA que considera a densidade das espécies comuns, colhidas e desbastadas como variável dependente foi significativa para as variáveis classe de tamanho, espécie e ano; entretanto, não foi significativo para tratamento, pois, a colheita de madeira combinada com o desbaste não apresentou efeito significativo sobre a densidade das espécies comuns. As variáveis foram então testadas considerando somente a colheita de madeira, não sendo significativo também para esta variável. As variáveis foram testadas considerando a redução de área basal por parcela ( $G_{\%}$ ), sendo o p-valor não significativo novamente para a redução de área basal, não prosseguindo, portanto, o ajuste do modelo.

Segundo Braz *et al.* (2015), o número de árvores remanescentes nos locais sujeitos à colheita florestal não corrobora a suposição comum que o manejo florestal esgota árvores de grandes diâmetros. Considerando este aspecto, no presente estudo, o diâmetro mínimo de corte adotado foi de 60 cm; logo, muitos indivíduos com potencial de colheita permaneceram no estoque remanescentes, reduzindo a abertura do dossel, o que limita o ingresso de indivíduos e consequente ganho em incremento

em DAP. A não significância das análises que consideram a colheita como variável independente, bem como a redução de área basal, pode estar associada a tal fator, ou seja, mesmo a colheita mais intensa não proporcionou abertura de dossel considerável, quando comparada a exploração de impacto reduzido aplicada em outras áreas.

Azevedo *et al.* (2008b) não encontraram diferenças significativas entre os tratamentos para as variáveis número de árvores total e número de árvores comerciais, considerando os 20 anos de monitoramento na área de estudo. Prata *et al.* (2010), estudando florestas secundárias no nordeste paraense, não observaram relação significativa entre densidade e idade. Oliveira *et al.* (2006b) observaram que os tratamentos com maior índice de intervenção apresentaram maior impacto sobre a estrutura florística, porém, em todos os tratamentos a mesma foi recuperada no passar dos anos.

A ANOVA do modelo considerando como variável dependente os valores absolutos estimados de densidade com as variáveis independentes das espécies colhidas, espécie, ano e colheita foi significativa. O modelo foi significativo para as variáveis classe de tamanho, espécies e anos ( $p$ -valor = 0,0000 para todas); entretanto, assim como no modelo considerando as espécies dominantes, não foi significativo para a colheita ( $p$ -valor = 0,5123). As variáveis foram então testadas considerando a redução de área basal por parcela ( $G_{\%}$ ), sendo que a ANOVA deste modelo também não foi significativa para a redução de área basal ( $p$ -valor = 0,5489).

Reis *et al.* (2010) avaliando o potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da colheita de madeira, verificaram que algumas espécies madeireiras foram favorecidas pela colheita tanto em densidade como em volume. Entretanto, em geral, as espécies colhidas apresentaram redução em número na área, mesmo sendo observado que a biomassa florestal foi recuperada. Concluíram que há possibilidade de conclusão do primeiro ciclo de corte, em especial, devido ao estoque dominante de espécies não aproveitadas na primeira colheita.

Braz e Mattos (2015) afirmaram que cada espécie tem um padrão de recuperação, que pode ser diferente do extraído, não implicando em dificuldade de recuperação do povoamento remanescente. Portanto, deve-se ressaltar que o manejo florestal tem diferentes históricos, seja na inclusão diamétrica para corte, na intensidade de colheita (volume e nº de árvores por hectare), na diversidade de espécies, nos impactos da exploração e no sítio edáfico.

É interessante ressaltar que, como no presente trabalho foram considerados indivíduos desde a categoria de tamanho de mudas, a regeneração natural é mais representativa na densidade desta categoria que nas demais classes. Segundo Londe *et al.* (2015), a regeneração natural é responsável pela maior parte da população florestal em qualquer estágio sucessional da floresta.

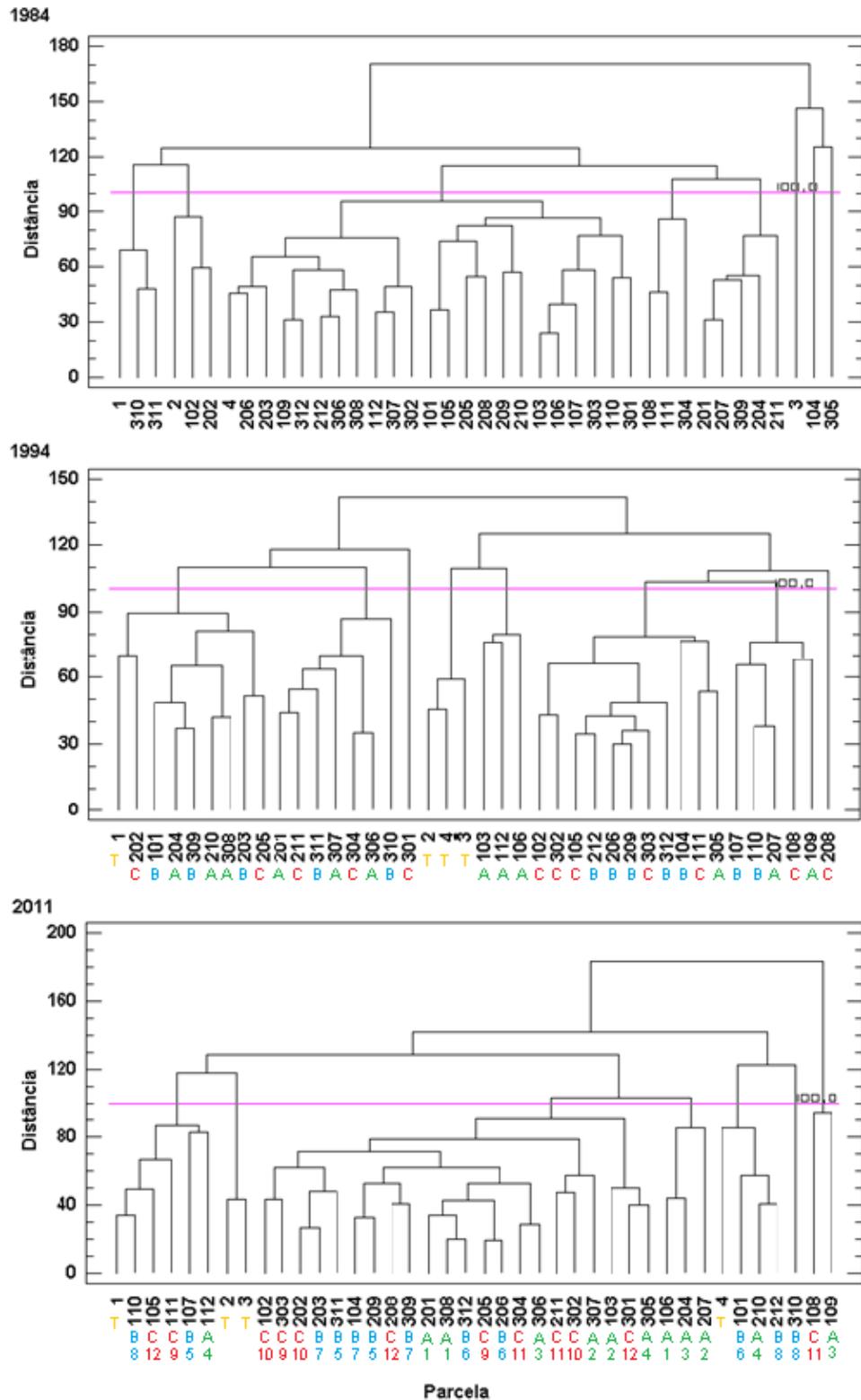
A ANOVA do modelo considerando como variável dependente o valor absoluto estimado de densidade, com as variáveis independentes das espécies desbastadas, espécie, ano e desbaste, foi significativa a 95,0% de probabilidade. O modelo foi significativo para as variáveis classe de tamanho, espécie e ano ( $p$ -valor = 0,0000 para todas); entretanto, assim como os demais modelos, não foi significativo para o desbaste ( $p$ -valor = 0,8208), não prosseguindo o ajuste do modelo.

Com tais resultados, a Hipótese 2 foi refutada, tendo em vista que os principais parâmetros estruturais relacionados às espécies comuns não apresentaram diferença significativa. Portanto, os tratamentos com maior redução de área basal não alteram a estrutura da vegetação, não influenciando no estabelecimento das principais espécies da área

## 6.7 AGRUPAMENTO

Considerando o agrupamento de acordo com a densidade das espécies comuns da área ( $S_{50\%}$ ) (FIGURA 11), para cada ano analisado, coincidentemente, foram identificados seis grupos florísticos, descritos no APÊNDICE 9. Deste modo, foi possível verificar uma grande variação natural na área em todos os anos testados, variação esta anterior a colheita de madeira (1984), no pós-colheita anterior ao desbaste (1994) e no último ano amostrado (2011), seguindo um padrão irregular e independente da proximidade de áreas. A distribuição desigual das espécies, tanto em riqueza quanto em densidade, devido à heterogeneidade natural das florestas tropicais, com alta diversidade em pequenas unidades de área, contribuiu para o resultado não significativo dos modelos que consideraram o número de indivíduos por espécie.

FIGURA 11 – DENDROGRAMAS REPRESENTANDO AS SEQUÊNCIAS DE AGRUPAMENTO DE 40 PARCELAS (40 ha), COM BASE NA DENSIDADE DAS  $S_{50\%}$ , OBTIDO PELO MÉTODO DO VIZINHO MAIS DISTANTE, COM BASE NA DISTÂNCIA EUCLIDIANA QUADRÁTICA, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ, EM 1984, 1994 E 2011.



As letras representam o nível de colheita: A = 15%; B = 25%; C = 35% e; T = Testemunha. Números de 1 a 12 em 2011 representam o número do tratamento (1= T1, 2 = T2, ... 12 = T12).

FONTE: A autora (2016).

No presente estudo, parcelas distantes foram semelhantes para a densidade de espécies comuns e parcelas próximas foram diferentes, mesmo antes de qualquer intervenção. Porém, em geral, os níveis de colheita e os diferentes tratamentos foram agrupados, cabendo ressaltar que os variados níveis de intervenção agruparam alguns tratamentos, a exemplo de parte da testemunha, da intensidade de 15% (grupo 4) e de boa parte das parcelas de colheita a 25 e 35% (grupo 5) em 1994. A colheita de madeira, portanto, gerou diferenças maiores que a sucessão natural nessas áreas, o que agrupou as parcelas.

Este efeito não foi verificado, contudo, para o desbaste em 2011, onde algumas intensidades de colheita permaneceram agrupadas, como o grupo 4 novamente, porém com menor tendência ao agrupamento que em 1994. Verifica-se que o efeito mais significativo para o agrupamento de áreas segundo as espécies comuns foi a colheita. Porém, este efeito foi reduzido no decorrer dos anos, não demonstrando padrão com o decorrer dos anos. Portanto, a Hipótese 3 foi refutada, tendo em vista que os tratamentos com níveis de redução de área basal próximos não apresentaram estrutura similares para as espécies dominantes.

É necessário considerar os agrupamentos florísticos para elaboração de um plano de manejo sustentável, uma vez que um único plano de manejo pode afetar de modo diferente os agrupamentos, e assim, a biodiversidade característica neles (ARAÚJO *et al.*, 2010; CALLEGARO e LONGHI, 2013). Callegaro e Longhi (2013) e Callegaro *et al.* (2014) analisaram o agrupamento do componente arbóreo em florestas naturais, verificando que as florestas avaliadas apresentaram composição heterogênea.

Loregian *et al.* (2012), ao analisar a distribuição espacial e grupos ecológicos das espécies arbóreas em um remanescente de floresta subtropical e avaliar a interferência destes padrões sobre a riqueza e diversidade de espécies, verificaram que espécies tolerantes à sombra apresentaram-se associadas, bem como espécies dependentes de luz, indicando que a dinâmica de mosaicos pode interferir diretamente sobre a distribuição das espécies.

## 7 CONCLUSÕES

Observou-se que a riqueza de espécies não foi influenciada pelo desbaste. Antes, foi influenciada pela colheita de madeira, sendo crescente de forma diretamente proporcional à intensidade de colheita, ou seja, quanto maior a intensidade de colheita, maior a riqueza de espécies na área nos primeiros anos após a colheita. Na área total, os valores de riqueza foram crescentes até os 19 anos após a colheita, decaindo posteriormente.

A similaridade entre tratamentos não apresentou diferença significativa dentro do mesmo ano; assim sendo, as diferentes intensidades de desbaste não ocasionaram alterações significativas na composição florística. Entretanto, considerando as diferentes intensidades de colheita, a similaridade aumentou com os anos. A similaridade dentro dos tratamentos nos diferentes anos decresceu com o aumento da intensidade de colheita. Logo, a colheita ocasionou em alterações significativas na composição florística, tanto comparando a mesma área no decorrer dos anos quanto entre áreas.

A abundância dos indivíduos não foi influenciada pelo desbaste, aumentando, porém, proporcionalmente à intensidade de colheita até antes do desbaste, com decréscimo nos anos seguintes. Consequentemente, intensidades maiores de colheita proporcionam aumento no ingresso de indivíduos na comunidade.

A colheita de madeira e desbaste ocasionaram aumento de diversidade, estando este valor superior ao verificado antes da colheita em todos os anos amostrados. Contudo, a diversidade não apresentou relação proporcional à redução de área basal dos tratamentos, sendo tal valor crescente com a intensidade de colheita.

O efeito de diferentes intensidades de colheita de madeira e desbastes sobre a dinâmica da composição florística, riqueza, abundância e diversidade da comunidade ratificou a Hipótese 1, pois a vegetação apresentou variações nestes parâmetros estimados em resposta às intervenções. A colheita resultou em alterações mais significativas em relação ao desbaste no período analisado.

Quanto à estrutura fitossociológica, a frequência das espécies comuns foi influenciada pelos tratamentos. A dominância das espécies comuns não foi influenciada pelos tratamentos. A densidade das espécies comuns não foi influenciada pelos tratamentos, nem pela intensidade de colheita, nem pela redução de área basal.

A densidade das espécies colhidas não foi influenciada pelos tratamentos, nem pela intensidade de colheita, nem pela redução de área basal. E a densidade das espécies desbastadas não foi influenciada pelos tratamentos, nem pela intensidade de colheita, nem pela redução de área basal.

Avaliando a influência dos tratamentos sobre a dinâmica da estrutura florestal, a Hipótese 2 foi refutada, tendo em vista que os principais parâmetros estruturais relacionados às espécies comuns não apresentaram diferença significativa. Portanto, os tratamentos com maior redução de área basal não alteraram a estrutura da vegetação no período amostrado, não influenciando no estabelecimento das principais espécies da área.

O agrupamento das parcelas em relação à densidade de espécies comuns não indicou relação entre as intensidades de colheita e desbaste e suas respectivas similaridades, ou seja, a similaridade das parcelas em relação às espécies comuns não foi influenciada pela colheita nem pelo desbaste.

A avaliação da dinâmica das populações de espécies comuns, colhidas e desbastadas, portanto, não apresentou alterações nas suas populações em resposta aos tratamentos silviculturais, refutando a Hipótese 3, tendo em vista que os tratamentos com níveis de redução de área basal próximos não apresentaram estrutura similares para as espécies comuns.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M. A. de; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. da; SANTOS, E. de S.; STOSIC, B.; SOUZA, A. L. de. Estabilidade em análise de agrupamento: estudo de caso em ciência florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v.30, n. 2, p. 257-265, 2006.
- ALMEIDA, C. M. de; ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; ROVEDDER, A. P.; SCCOTI, M. S. V.; D'AVILA, M.; TONETTO, T. da S. Análise de agrupamentos em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 781-789, 2015.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G. de; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVINO, F. de O.; SILVA, M. F. F. da; RAYOL, B. P. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona Bragantina, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 35, n. 4, p.413-420, 2005.
- AMARAL, D. D. D.; VIEIRA, I. C. G.; ALMEIDA, S. S. D.; SALOMÃO, R. D. P.; SILVA, A. S. L. D.; JARDIM, M. A. G. Checklist da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém e valor histórico dos fragmentos, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 4, n. 3, p. 231-289, 2009.
- AMARAL, P.; VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; VIDAL, E. **Floresta para Sempre: um Manual para Produção de Madeira na Amazônia**. Belém: Imazon, 1998, 130 p.
- ANDRADE, D. F.; GAMA, J. R. V.; MELO, L. O.; RUSCHEL, A. R. Inventário florestal de grandes áreas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 1, p. 109-115. 2015.
- APARÍCIO, P. da S. **Subsídios para o manejo sustentável na Floresta Estadual do Amapá: estrutura e dinâmica**. 2013. 138 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Amapá, Macapá/AP, 2013.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121, 2009.
- ARAÚJO, H. J. B. de; SILVA, I. G. da. **Lista de espécies florestais do Acre: ocorrência com base em inventários florestais**. Rio Branco: Embrapa Acre (Documentos, 48), 2000. 77 p.
- ARAÚJO, J. de A.; COSTA, N. S. da; LIMA, R. da S.; CALDERON, C. M. A.; CALDERON, R. de A. Rendimento e eficiência operacional do desdobro da madeira de faveira (*Parkia multijuga* Benth. - Fabaceae). **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.10, n.19, p. 1656-1667, 2014.

ARAUJO, M. M.; CHAMI, L.; LONGHI, S. J.; AVILA, A. L. de; BRENA, D. A. Análise de agrupamento em remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 1-18, 2010.

ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A.; BARROS, P. L. C. de; FRANCO, S. Análise de agrupamento da vegetação de um fragmento de floresta estacional decidual aluvial, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 1, p. 133-147, 2004.

AZEVEDO, C. P. de. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação**. 2006. 254 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba/PR, 2006.

AZEVEDO, C. P. de; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M., MACHADO, S. do A. Efeito da exploração de madeira e dos tratamentos silviculturais no agrupamento ecológico de espécies. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 53-69, 2008a.

AZEVEDO, C. P. de; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; MACHADO, S. do A. Efeito de diferentes níveis de exploração e de tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da floresta remanescente. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 2, p. 277-293, 2008b.

AZEVEDO, C. P. de; SILVA, J. N. M., SOUZA, C. R. de; SANQUETTA, C. R.; Eficiência de tratamentos silviculturais por anelamento na floresta do Jari, Amapá. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n. 2, p. 315-324, 2012.

BARLOW, J.; LENNOX, G.D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; MAC NALLY, R.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H.; PARRY, L.; SOLAR, R. R.; VIEIRA, I. C.; ARAGÃO, L. E.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C.; SOUZA JÚNIOR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.

BLOOR, J. M. G.; GRUBB, P. J. Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rain forest tree species. **Journal of Ecology**, v. 91, n. 1, p. 77-85, 2003.

BRAGA, R. de O.; NOBREGA, J. M.; CHAGAS, J. R. M.; SILVA, P. F. N.; OLIVEIRA, T. M. de; FRANCEZ, L. M. de B. Ecologia do gênero *Cecropia* na Fazenda Rancho Fundo, Paragominas, PA. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 65., 2013, Recife. **Anais/Resumos da 65ª Reunião Anual da SBPC**. Recife: UFPE – Campus Recife, 2013. Disponível em: <<http://www.sbpnet.org.br/livro/65ra>>. Acesso em: 23 de maio de 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa Nº 5, de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras

providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 238, 13 de dezembro de 2006a. Seção 1, p. 155. Disponível em: [mma-2006](#)>. Acesso em 05/09/16.

BRASIL. Lei Nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis nos 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 03 de março de 2006b. Seção 1, p.1.

BRASIL. Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção. 2014. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 245, 18 de dezembro de 2014. Seção 1, p. 110-121.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. Manejo de produção em florestas naturais da Amazônia: mitos e verdades. **Nativa**, v. 3, n. 4, p. 292-295, 2015.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P.; THAINES, F.; MADRON, L. D. de; GARRASTAZU, M. C.; CANETTI, A.; OLIVEIRA, M. V. N. Criteria to be considered to achieve a sustainable second cycle in Amazon Forest. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 35, n. 83, p. 209-225, 2015.

BROKAW, N. V. L.; SCHEINER, S. M. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 538-541, 1989.

CALDATO, S. L.; FLOSS, P. A.; CROCE, D. M. da; LONGHI, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27-38, 1996.

CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J. Grupos florísticos em uma Floresta Ombrófila Mista, Nova Prata, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 8, n. 4, p. 641-647, 2013.

CALLEGARO, R. M.; ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J. Fitossociologia de agrupamentos em Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual Quarta Colônia, Agudo – RS. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 9, n. 4, p. 590 - 598, 2014.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; MESQUITA, M. R.; SANTOS, B. A.; BRUM, H. D. **Guia de Propágulos e Plântulas da Amazônia**. Manaus: INPA, vol. 1, 2008. 168 p.

CAMPOS, M. C. R. D.; TAMASHIRO, J. Y.; ASSIS, M. A.; JOLY, C. A. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição floresta ombrófila densa das terras baixas – floresta ombrófila densa submontana do núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 301-312, 2011.

- CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim - RJ, Brasil). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 327-337, 2009.
- CASTILLO, J. L. M.; CUETO, E. M.-P. Características de maquinado de 32 especies de madera. **Madera y Bosques**, v. 2, n. 1, p. 45-61, 1996.
- CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. C. A.; SILVA, J. N. M.; COSTA, H. B.; MALCHER, L. B.; CARVALHO, M. S. P. **Pesquisas com vistas ao manejo de matas nativas na região do Rio Jari**. Belém, PA. Embrapa – CPATU, 1987, 21 p. (EMBRAPA – CPATU, Documentos, 45).
- CARREÑO-ROCABADO, G.; PEÑA-CLAROS, M.; BONGERS, F.; ALARCÓN, A.; LICONA, J. C.; POORTER, L. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1453-1463, 2012.
- CARRERO, G. C.; PEREIRA, R. S.; JACAÚNA, M. do A.; LIMA JÚNIOR, M.J.V. de J. V. (Orgs.). **Árvores do sul do Amazonas: guia de espécies de interesse econômico e ecológico**. IDESAM, Manaus, 2014, 116 p. Online: <http://www.idesam.org.br/publicacao/Arvores-Sul-mazonas-Guia-Especies.pdf>
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **Tropical forest community ecology**. Wiley-Blackwell Publishing, p. 384-408, Oxford, 2008.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- CHAZDON, R. L., Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71. 2003.
- CLARK, J. A.; COVEY, K. R. Tree species richness and the logging of natural forests: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 146-153, 2012.
- COELHO, R. de F. R.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D. Caracterização do processo sucessional no Projeto de Assentamento Benfica, sudeste do estado do Pará, Amazônia Oriental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 251-282, 2012.
- CONDÉ, T. M.; TONINI, H. Fitossociologia de uma floresta ombrófila densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 247-259, 2013.
- COSTA, D.H.M.; SILVA, S.M.A. da; SILVA, J.N.M. Efetividade e custo do desbaste com aplicação de arboricida em floresta natural na região do Tapajós, Pará e Jari, Amapá. In: SILVA, J.N.M.; CARVALHO, J.O.P. de; YARED, J.A.G. (Ed.) **A**

**silvicultura na Amazônia Oriental:** contribuições do projeto Embrapa/DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID, 2001. 459 p.

CRUZ, E. D.; CARVALHO, J. E. U. de; LEÃO, N. V. M. Métodos para superação da dormência e biometria de frutos e sementes de *Parkia nitida* MIQUEL. (Leguminosae – Mimosoideae). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 31, n. 2, p. 167-177, 2001.

CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. **Ecology**, v. 32, n. 3, p. 476-496, 1951.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

DIAS, F. R.; CAMARGOS, J. A. A.; CORADIN, V. T. R. Análise anatômica comparativa do lenho de oito espécies da família Burseraceae. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 60, Feira de Santana, BA. **Anais...** Feira de Santana, BA, 2009.

DIAS, L. A. dos S.; KAGEYAMA, P. Y.; ISSIKI, K. Qualidade de luz e germinação de sementes de espécies arbóreas tropicais. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 22, n. 1, p. 79-84, 1992.

DUAH-GYAMFI, A.; SWAINE, E. K.; ADAM, K. A.; PINARD, M. A.; SWAINE, M. D. Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 26-37, 2014.

DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n.11, p. 3716-3725, 2008.

DURIGAN, G.; BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; ARBOCZ, G. D. F.; METZGER, J. P.; CATHARINO, E. L. M. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 22, n. 1, p. 51-62, 2008.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. da S.; MACHADO, E. L. M. Análise multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M da R. F.; ANDRADE, L. A. de; MEIRA NETO, J. A. A. (Org.) **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudo de caso – Vol. 1.** Viçosa, MG: Ed. UFV, p. 122-155, 2013.

FERRAZ, I. D. K.; LEAL FILHO, N.; IMAKAWA, A. M.; VARELA, V. P.; PINA-RODRIGUES, F. C. M. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 4, p. 621-633, 2004.

- FONSECA, C. N.; LISBOA, P. L. B.; URBINATI, C. V. A Xiloteca (Coleção Walter A. Egler) do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 1, p. 65-140, 2005.
- FRANCEZ, L. M. de B; CARVALHO, J. O. P.; JARDIM, F. C. da S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de Terra firme na região de Paragominas, PA. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 2, p. 219-228, 2007.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; MATOS BENTES-GAMA, M. de; SCOLFORO, J. R. S. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, estado do Pará. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 71-82, 2003.
- GARAY, I.; RIZZINI, C. M. **A floresta atlântica de tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arbórea**. 2º Ed. Editora Vozes, Petropolis, 2004, 255 p.
- GARDINGEN, P. R. V.; VALLE, D.; THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 231, n. 1, p. 184-195, 2006.
- GERHARDT, E. J.; FINGER, C. A. G.; LONGHI, S. J.; SCHUMACHER, M. V. Contribuição da análise multivariada na classificação de sítios em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., baseada nos fatores físicos e morfológicos do solo e no conteúdo de nutrientes da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 41-57, 2001.
- GOMES, J. M.; CARVALHO, J. O. P. de; SILVA, M. G. da; NOBRE, D. N. V.; TAFFAREL, M.; FERREIRA, J. E. R.; SANTOS, R. N. J. Sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em clareiras causadas pela colheita de madeira em uma floresta de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 1, p. 171-178, 2010.
- GOUVEIA, D. M.; SOARES, M. H. M.; SILVA, W. F. M.; FREITAS, L. J. M.; RUSCHEL, A. R. Avaliação do crescimento de espécies florestais por grupo ecológico em áreas exploradas da FLONA do Tapajós. In: ENCONTRO AMAZÔNICO DE AGRÁRIAS, 3, 2011, Belém, PA. **A pesquisa como instrumento na consolidação de sistemas produtivos sustentáveis: Anais**. Belém, PA: UFRA, 2011.
- GRAVEL, D.; CANHAM, C. D.; BEAUDET, M.; MESSIER, C. Shade tolerance, canopy gaps and mechanisms of coexistence of forest trees. **Oikos**, v. 119, n. 3, p. 475-484, 2010.
- GUISAN, A.; EDWARDS JR, T. C.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modeling**, v. 157, n. 2, p. 89-100, 2002.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modeling**, Kidlington, v. 135, n. 2 - 3, p. 147-186, 2000.

HE, F.; HU, X. S. Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. **Ecology Letters**, v. 8, p. 386-390, 2005.

HUBBELL, S. P. Tropical rain forest conservation and the twin challenges of diversity and rarity. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 10, p. 3263-3274, 2013.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 271 p.

IWAKIRI, S.; ZELLER, F.; PINTO, J. A.; RAMIREZ, M. G. L.; SOUZA, M. M.; SEIXAS, R. Avaliação do potencial de utilização da madeira de *Schizolobium amazonicum* "Paricá" e *Cecropia hololeuca* "Embaúba" para produção de painéis aglomerados. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 2, p. 303-308, 2012.

JARDIM, F. C. da S.; HOSOKAWA, R. T. Estrutura da floresta equatorial úmida da estação experimental de silvicultura tropical do INPA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 16/17, p. 411-534, 1986/1987.

JARDIM, F. C. da S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju – PA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 37, n. 1, p. 37-48, 2007.

JUNK, W. J. **The central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system**. New York: Springer, 1997.

KAUFMAN, L.; ROUSSEEUW, P. J. **Finding groups in data: an introduction to cluster analysis**. John Wiley & Sons, v. 344, 2009, 368 p.

KERSTEN, R. de A.; KUNIYOSHI, Y. S. Conservação das florestas na bacia do alto Iguaçu, Paraná—Avaliação da comunidade de epífitas vasculares em diferentes estágios serais. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 51-66, 2009.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 2. Ed. New York: Haper & Row, 1999, 745 p.

LALFAKAWMA; SAHOO, U. K.; ROY, S.; VANLALHRIATPUIA, K.; VANALALHLUNA, P. C. Community composition and tree population structure in undisturbed and disturbed tropical semi-evergreen forest stands of North-East India. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 7, n. 4, p. 303-318, 2009.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. dos S.; SANTOS, G. R. dos. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 305-314, 2013.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MÉLO, M. A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Regeneração de espécies arbóreas e relações com o componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 74-83, 2012.

LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. Forests are not just Swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forests. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 550-552, 1989.

LIMA, A. P.; , LIMA, O. P. de; MAGNUSSON, W. E.; HIGUCHI, N.; REIS, F. Q. Regeneration of five commercially-valuable tree species after experimental logging in an Amazonian forest. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 5, p. 567-571, 2002.

LIMA FILHO, D. de A.; REVILLA, J.; COÊLHO, L. de S.; RAMOS, J. F.; SANTOS, J. L. dos; OLIVEIRA, J. G. de. Regeneração natural de três hectares de floresta ombrófila densa de terra firme na região do Rio Urucu – AM, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 32, n. 4, p. 555-569, 2002.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.

LIMA, R. B. de A.; SILVA, J. A. A. de; MARAGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, R. K. S. Sucessão ecológica de um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 31, n. 67, p. 161-172, 2011.

LIRA, J. N. de; NASCIMENTO, C. C. do; DE PAULA, E. V. C. M. Avaliação da densidade básica da madeira do cerne e alburno de oito espécies de madeira. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA PIBIC CNPQ/FAPEAM/INPA, XVIII, Manaus. **Anais da XVIII Jornada de Iniciação Científica PIBIC CNPq/FAPEAM/INPA**. Manaus, p. 635-637, 2009.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 2015.

LOESCH, C. **Probabilidade de estatística**. Rio de Janeiro: LTC, 2012, 261 p.

LONDE, V.; SOUSA, H. C. de; KOZOVITS, A. R. Assessment of a 5-year-old rehabilitated riparian forest: is it already sustainable? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 4, p. 603-610, 2015.

LOPES, J. C. A.; WHITMORE, T. C.; BROWN, N.D.; JENNINGS, S. B. Efeito da exploração florestal nas populações de mudas em uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de; YARED, J. A. G. (Ed.) **A silvicultura na Amazônia Oriental**: contribuições do projeto Embrapa/DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID, 2001. 459 p.

LOREGIAN, A. C.; SILVA, B. B.; ZANIN, E. M.; DECIAN, W. S.; HENKE-OLIVEIRA, C.; BUDKE, J. C. Padrões espaciais e ecológicos de espécies arbóreas refletem a estrutura em mosaicos de uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasílica**, Feira de Santana, v. 26, n. 3, p. 593-606, 2012.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol. 2, 4ª ed., Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2013, 384 p.

MACIEL, M. de N. M.; WATZLAWICK, L. F.; SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 4, n. 1, p. 101-114. 2002.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Trad. Viana, D. M. Curitiba: Editora UFPR, 2011, 261 p.

MARINHO-FILHO, J.; VASCONCELOS-NETO, J. Dispersão de sementes de *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers. (Guttiferae) por morcegos na região de Manaus, Amazonas. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 8, n. 1, p. 87-95, 1994.

MARTINS-DA-SILVA, R. C.V.; GAGLIOTI, A. L.; CARVALHO, L. T. de; GOMES, J. I.; MARGALHOL. **Conhecendo Espécies de Plantas da Amazônia: Imbaubão** (*Cecropia sciadophylla* Mart. – Urticaceae). (Comunicado Técnico) Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 4 p. 2012.

MARTINS, E. H.; GUIMARÃES JUNIOR, J. B.; PROTÁSIO, T. de P.; MENDES, R. F.; MENDES, L. M. Painéis aglomerados convencionais produzidos com madeira de *Cecropia pachystachya*. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.10, n. 19, p. 1418-1425, 2014.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. dos. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos Environment** (CD-ROM), Rio Claro, v. 1, n. 1, p. 236-267, 1999.

MARTINS, S. S.; COUTO, L.; MACHADO, C. C.; SOUZA, A. L. Efeito da exploração florestal seletiva em uma floresta estacional semidecidual. **Árvore**, Viçosa, v. 27, n.1, p. 65-70, 2003.

MASSOCA, P. E. dos S.; JAKOVAC, A. C. C.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. de C. G. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia Central. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 235-250, 2012.

MATOS, F. D. de A.; AMARAL, I. L. do. Análise ecológica de um hectare em floresta ombrófila densa de terra-firme, estrada da várzea, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 29, n. 3, p. 365-379, 1999.

MAZZEI, L.; RUSCHEL, A. Estoque comercial para o segundo ciclo de corte na Floresta Nacional do Tapajós – área experimental KM 67 – Embrapa. In: SEMINÁRIO DE PESQUISA CIENTÍFICA DA FLORESTA NACIONAL DO TAPAJÓS, 2, 2014, Santarém. **Anais...**Santarém: Instituto Chico Mendes, 2014. p. 161-166.

MELO, A. S.O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MENDES, F. da S.; JARDIM, F. C. da S.; CARVALHO, J. O. P. de; LIMA, T. T. S.; SOUZA, D. V. Dinâmica da composição florística do sub-bosque em floresta tropical

manejada, no município de Moju, estado do Pará, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 55, n. 2, p. 117-123, 2012.

MENDES, F. da S.; JARDIM, F. C. da S.; CARVALHO, J. O. P. de; SOUZA, D. V.; ARAÚJO, C. B.; OLIVEIRA, M. G. de; LEAL, E. da S. Dinâmica da estrutura da vegetação do sub-bosque sob influência da exploração em uma floresta de terra firme no município de Moju – PA. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 2, p. 379-391, 2013.

MENDOZA, S. V.; HARVEY, C. A.; SÁENZ, J. C.; CASANOVES, F.; CARVAJAL, J. P.; VILLALOBOS, J. G.; HERNANDEZ, B.; MEDINA, A.; MONTERO, J.; MERLO, D. S.; SINCLAIR, F. L. Consistency in bird use of tree cover across tropical agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 24, n. 1, p.158-168, 2014.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. Tradução e revisão Técnica: Verônica Calado. Rio de Janeiro: LTC, 2013. 521 p.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M da R. F.; ANDRADE, L. A. de; MEIRA NETO, J. A. A. (Org.) **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudo de caso – Vol. 1**. Viçosa, MG: Ed. UFV, p. 174-212, 2013.

NEMER, T. C. **Dinâmica da vegetação de floresta tropical de terra firme influenciada por clareiras de origem antrópica, Moju, Pará, Brasil**. 97 f. Teses (Doutorado em Ciências Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

NEWBERY, D. M.; LINGENFELDER, M.; POLTZ, K. F.; ONG, R. C.; RIDSDALE, C. E. Growth responses of understory trees to drought perturbation in tropical rainforest in Borneo. **Forest ecology and management**, v. 262, n. 12, p. 2095-2107, 2011.

NUNES, R. da S. **Composição florística de duas zonas altitudinais de floresta ombrófila densa na Ilha da Marambaia – RJ**. 34 f. Trabalho de Graduação (Bacharelado em Engenharia Florestal) - Departamento de Silvicultura, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

NUTTO, L. Manejo do crescimento diamétrico de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. baseado na árvore individual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 9-25, 2001.

O'BRIEN, R. M. A Caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. **Quality & Quantity**. Vol. 41, n. 5, p. 673-690. 2007.

OLIVEIRA, A. N. de; AMARAL, I. L. do. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 35, n. 1, p. 1-16, 2005.

OLIVEIRA, L. C. de; COUTO, H. T. Z do; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais sobre a estrutura

horizontal de uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra – Pará. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, n. 46, p. 195-214, 2006a.

OLIVEIRA, L. Z.; CESARINO, F.; PANTOJA, T. de F.; MORO, F. V. Morphological aspects of fruits, seeds, germination and seedlings of *Hymenolobium petraeum*. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 8, p. 1732-1740, 2010.

OLIVEIRA, M. D.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. D.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JUNIOR, F. W. Avaliação de diferentes níveis de intervenção na florística, diversidade e similaridade de uma área de cerrado *stricto sensu*. **Cerne**, Lavras v. 12, n. 4, p. 342-349, 2006b.

OLIVEIRA, M. V. N.; RIBAS, L. A. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 1722-1731, 2011.

OLIVEIRA, S. M. **Importância da determinação botânica na comercialização de madeira e no agrupamento de espécies do Município de Breu Branco, PA**. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2011.

ORIAN, G. H. The influence of tree-fall in tropical forests in tree species richness. **Tropical Ecology**, v. 23, n. 2, p. 255-279, 1982.

OUÉDRAOGO, D. Y.; BEINA, D.; PICARD, N.; MORTIER, F.; BAYA, F.; GOURLET-FLEURY, S. Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 12, p. 2176-2186, 2011.

PAGNUTTI, C.; ANAND, M.; AZZOUZ, M. Estimating gap lifetime and memory from a simple model of forest canopy dynamics. **Journal of Theoretical Biology**, v. 274, n. 1, p. 154-160, 2011.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário Florestal**. Curitiba: Editorado pelos autores, 1997, 316 p.

PINHEIRO, K. A. O.; CARVALHO, J. C. P de; QUANZ, B.; FRANCEZ, L. M. de B.; SCHWARTZ. Fitosociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 2, p. 175-187, 2007.

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E.; RUMÍZ, D.; GUZMÁN, R.; JARDIM, A. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerío, Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 113, n. 2, p. 201-213, 1999.

PINTO, A. C. M.; SOUZA, A. L. de; SOUZA, A. P. de; MACHADO, C. C.; MINETTE, L. J.; VALE, A. B. do. Análise de danos de colheita de madeira em floresta tropical úmida sob regime de manejo florestal sustentado na Amazônia Ocidental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 459-466, 2002.

POKORNY, B.; SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; BERNARDO, P.; SOUZA, L.; ZWEEDE, J. Compliance with reduced-impact harvesting guidelines by timber enterprises in terra firme forests of the Brazilian Amazon. **International Forestry Review**, v. 7, n.1, p. 9-20, 2005.

PEET, R. K. The measurement of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 285-307, 1974.

POLISEL, R. T. Florística e fitossociologia do estrato herbáceo e da regeneração arbórea de trecho de floresta secundária em Juquitiba, SP, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 229-240, 2011.

POPMA, J.; BONGERS, F.; MARTINEZ-RAMOS, M.; VENEKLAAS, E. Pioneer species distribution in tree fall gaps in Neotropical rain forest; a gap definition and its consequences. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, n. 1, p. 77-88, 1988.

PRATA, S. S.; MIRANDA, I. D. S.; ALVES, S. A. O.; JARDIM, F. C. D. S. Floristic gradient of the northeast Paraense secondary forests. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 3, p. 523-533, 2010.

PROCÓPIO, L. C.; GAYOT, M.; SIST, P.; FERRAZ, I. D. As espécies de tauari (Lecythidaceae) em florestas de terra firme da Amazônia: padrões de distribuição geográfica, abundâncias e implicações para a conservação. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 24, p. 883-897, 2010.

PUTZ, F. E.; SIST, P.; FREDERICKSEN, T.; DYKSTRA, D. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427-1433, 2008.

QUANZ, B.; CARVALHO, J. O. P. de; ARAUJO, M. M.; FRANCEZ, L. M. de B.; SILVA, U. S. da C.; PINHEIRO, K. A. O. Exploração florestal de impacto reduzido não afeta a florística do banco de sementes do solo. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 55, n. 3, p. 204-211, 2012.

RAMOS, M. B. P.; FERRAZ, I. D. K. Estudos morfológicos de frutos, sementes e plântulas de *Enterolobium schomburgkii* Benth. (Leguminosae – Mimosoideae). **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, n.2, p.227-235, 2008.

REIS, A. R. S. Anatomia da madeira de quatro espécies de *Aspidosperma* Mart. & Zucc. Comercializadas no estado do Pará, Brasil. **Ciência da Madeira**, v. 6, n. 1, p. 47-62, 2015.

REIS, L. P.; CARVALHO, J. O. P. de; REIS, P. C. M. dos; GOMES, J. M.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, M. G. da. Crescimento de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, em um sistema de enriquecimento em clareiras após a colheita de madeira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 431-436, 2014.

REIS, L. P.; RUSCHEL, A. R.; COELHO, A. A.; LUZ, A. S. da; MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28

anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 64, p. 265-281, 2010.

REIS, L. P.; SILVA, J. N. M.; REIS, P. C. M. dos; CARVALHO, J. O. P. de; QUEIROZ, W. T. de; RUSCHEL, A. R. Efeito da exploração de impacto reduzido em algumas espécies de Sapotaceae no leste da Amazônia. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 3, p. 395-406, 2013.

RIBEIRO, R. B. da S.; GAMA, J. R. V.; MARTINS, S. V.; MORAES, A.; SANTOS, C. A. A. dos; CARVALHO, A. N. de. Estrutura florestal em projeto de assentamento, comunidade São Mateus, município de Placas, Pará, Brasil. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, n.5, p. 610-620, 2013a.

RIBEIRO, E. S. **Comercialização de madeira serrada de florestas naturais em Mato Grosso: um diagnóstico do setor de base florestal**. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2013b.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge University Press, Cambridge, 1996.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 49-69, 1999.

RONDON NETO, R. M.; BOTELHO, S. A.; FONTES, M. A. L.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Estrutura e composição florística da comunidade arbustiva-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecídua Montana, Lavras, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.

RUNKLE, J. R. Synchrony of regeneration, gaps, and latitudinal differences in tree species diversity. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 546-547, 1989.

SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; ZWEEDE, J.; PEREIRA JÚNIOR, R.; BARRETO, P.; GUERREIRO, C. A. **Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia brasileira**. Belém, PA. Embrapa – CPATU, 2000, 24 p. (EMBRAPA – CPATU, Documentos, 64).

SALOMÃO, R. de P.; MATOS, A. H. de; ROSA, N. de A. Dinâmica do sub-bosque e do estrato arbóreo de floresta tropical primária fragmentada na Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 32, n. 3, p. 387-419. 2002.

SALOMÃO, R. de P.; VIEIRA, I. C. G.; SUEMITSU, C.; ROSA, N. de A.; ALMEIDA, S. S. de; AMARAL, D. D. do; MENEZES, M. P. M. de. As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 2, n. 3, p. 55-153, 2007.

SANDEL, M. P.; CARVALHO, J. O. P. de. Anelagem de árvores como tratamento silvicultural em florestas naturais da Amazônia Brasileira. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, n. 33, p. 9-32, 2000.

- SANTOS, J. dos. Diagnóstico das serrarias e das fábricas de laminados e compensados do estado do Amazonas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 18, n. 1-2, p. 67-82, 1988.
- SAPKOTA, I. P.; ODÉN, P. C. Gap characteristics and their effects on regeneration, dominance and early growth of woody species **Journal of Plant Ecology**, v. 2, n. 1, p. 21-29, 2009.
- SARQUIS, R. do S.; F. R.; SECCO, R. S. As espécies de *Parkia*, *Pseudopiptadenia* e *Stryphnodendron* (faveiras) no campo Experimental da Embrapa Amazônia Oriental, Moju, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 1, p. 67-86, 2006.
- SCHULZE, M.; ZWEEDE, J. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 236, n. 1, p. 56-64, 2006.
- SCHULZE, M. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3, p. 866-879, 2008.
- SERRÃO, D. R.; JARDIM, F. C. da S.; NEMER, T. C. Sobrevivência de seis espécies florestais em uma área explorada seletivamente no município de Moju, Pará. **Cerne**, Lavras, v. 9, n. 2, p. 153-163, 2003.
- SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 1, p. 179-187, 2008.
- SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do C. A.; OLIVEIRA, L. C. de; SILVA, S. M. A. da; CARVALHO, J. O. P. de; COSTA, D. H. M.; MELO, M. S.; TAVARES, M. J. M. **Diretrizes para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais na Amazônia Brasileira**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2005, 68 p.
- SILVEIRA, L. H. C.; REZENDE, A. V.; VALE, A. T. do. Teor de umidade e densidade básica da madeira de nove espécies comerciais amazônicas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 2, p. 179-184, 2013.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688, 1949.
- SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 243, n. 2, p. 199-209, 2007.
- SOARES, P. **Levantamento fitossociológico de regeneração natural em reflorestamento misto no noroeste de Mato Grosso**. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2009.

SOUSA, C. A. de; LIRA JUNIOR, M. A.; FERREIRA, R. L. C. Avaliação de testes estatísticos de comparações múltiplas de médias. **Ceres**, Viçosa, v. 59, n. 3, p. 350-354, 2012.

SOUZA, D. R. de; SOUZA, A. L. de; LEITE; H. G.; YARED, J. A. G. Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 75-87, 2006.

SOUZA, F. N. de; SCOLFORO, J. R. S.; SANTOS, R. M. dos; SILVA, C. P. de C. Assessment of different management systems in an area of Cerrado *sensu stricto*. **Cerne**, Lavras, v. 17, n. 1, p. 85-93, 2011.

SVENNING, J. C. Small Canopy Gaps Influence Plant Distributions in the Rain Forest Understory. **Biotropica**, v. 32, n. 2, p. 252-261, 2000.

SWAINE, M.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 20, n. 1, p. 57-66, 1997.

TANAKA, A.; VIEIRA, G. Autoecologia das espécies florestais em regime de plantio de enriquecimento em linha na floresta primária da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 36, n. 2, p. 193-204, 2006.

THAPA, S.; CHAPMAN, D. S. Impacts of resource extraction on forest structure and diversity in Bardia National Park, Nepal. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 641-649, 2010.

TREVISAN, R.; HASELEIN, C. R.; SANTINI, E. J.; SCHNEIDER, P. R.; MENEZES, L. F. de. Efeito da intensidade de desbaste nas características dendrométricas e tecnológicas da madeira de *Eucalyptus grandis*. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 377-387, 2007.

TROPICOS.org. **Missouri Botanical Garden**. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>> Acesso em: 2013.

TSUCHIYA, A.; TANAKA, A. Micrometeorological environments and biodiversity in a closed forest and at a tree-fall gap in central Amazonia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 415-425, 2008.

VASCONCELOS NETO, E. L. **Agrupamento ecológico e funcional de espécies florestais na Amazônia Sul Ocidental**. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

VIEIRA, D. dos S.; GAMA, J. R. V.; OLIVEIRA, M. L. R. de; RIBEIRO, R. B. da S. Análise estrutural e uso múltiplo de espécies arbóreas em florestas manejadas no médio vale do rio Curuá-Una, Pará. **Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 3, p. 465-476, 2015.

- VIEIRA, D. dos S.; GAMA, J. R. V.; RIBEIRO, R. B. D. S.; XIMENES, L. C.; CORRÊA, V. V.; ALVES, A. F. Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na comunidade Santo Antônio, estado do Pará. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 1067-1074, 2014.
- VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.
- VIEIRA, G.; HOSOKAWA, R. T. Composição florística da vegetação da regeneração natural 1 ano após diferentes níveis de exploração de uma floresta tropical úmida. **Acta Amazonica**, Manaus, v.19, p. 401-413, 1989.
- WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forest**. Oxford: Claredon Press, 1990. 226 p.
- WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.
- WHITMORE T. C.; BURNHAM, C. P. **Tropical rain forests of the Far East**. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford. 1984. 352 p.
- WITTMANN, F.; SCHONGART, J.; BRITO, J. M. de; WITTMANN, A. de O.; PIEDADE, M. T. F.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J.; GUILLAUMET, J. L. **Manual of tree species from Central Amazonian white-water floodplains: Taxonomy, Ecology and Use**. Manaus: Editora INPA, 2010. 614 p.
- YARED, J. A. G.; COUTO, L.; LEITE, H. G. Diversidade de espécies em florestas secundária e primária, sob o efeito de diferentes sistemas silviculturas na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 91-96, 2000.
- YOSI, C. K.; KEENAN, R. J.; FOX, J. C. Forest dynamics after selective timber harvesting in Papua New Guinea. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 6, p. 895-905, 2011.

**ANEXO**

ANEXO 1 – ESPÉCIES ANELADAS DURANTE A APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS SILVICULTURAIS PARA TODOS OS TRATAMENTOS (36 ha), NA FLORESTA DA JARI.

FAMÍLIA / NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	N	G (m <sup>2</sup> )
<b>Achariaceae</b>			
<i>Lindackeria paraensis</i>	Farinha-seca	2,00	0,12
<b>Anacardiaceae</b>			
<i>Tapirira guianensis</i> **	Tatapiririca	3,00	0,32
<i>Thyrsodium guianensis</i>	Amapanaré	1,00	0,05
<b>Annonaceae</b>			
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i>	Envira-branca	12,00	0,49
<i>Bocageopsis multiflora</i>	Envira-taia	1,00	0,12
<i>Duguetia cauliflora</i>	Envira-surucucu	1,00	0,03
<i>Guatteria poeppigiana</i>	Envira-preta	1,00	0,11
<b>Apocynaceae</b>			
<i>Aspidosperma carapanauba</i>	Carapanauba-amarela	1,00	0,87
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	Carapanauba	1,00	0,21
<i>Aspidosperma</i> spp.	Sem nome comum	5,00	0,66
<i>Geissospermum sericeum</i>	Quinarana	81,00	9,09
<b>Cardiopteridaceae</b>			
<i>Dendrobangia boliviana</i>	Caferana (taperebarana)	2,00	0,47
<b>Celastraceae</b>			
<i>Maytenus floribunda</i>	Xixuá-vermelho	29,00	2,11
<b>Chrysobalanaceae</b>			
<i>Licania heteromorpha</i>	Macucu	1,00	0,09
<i>Licania latifolia</i>	Macucu-vermelho	3,00	0,11
<i>Licania robusta</i>	Cariperana-amarela	1,00	0,26
<i>Parinari montana</i>	Parinari	1,00	0,19
<b>Ebenaceae</b>			
<i>Diospyros santaremnensis</i>	Caqui-amarelo	1,00	0,08
<i>Diospyros</i> spp.	Caqui	2,00	0,08
<i>Diospyros vestita</i>	Caqui-preto	1,00	0,17
<b>Elaeocarpaceae</b>			
<i>Sloanea garckeana</i>	Urucurana	7,00	0,92
<i>Sloanea grandis</i>	Urucurana-branca	3,00	0,28
<i>Sloanea obtusa</i>	Urucurana-vermelha	9,00	0,62
<b>Euphorbiaceae</b>			
<i>Conceveiba guianensis</i>	Arraieira	1,00	0,04
<i>Conceveiba martiana</i>	Arraieira-branca	1,00	0,04
<i>Mabea speciosa</i>	Taquari	5,00	0,23
<b>Fabaceae</b>			
<i>Abarema cochleata</i>	Jaca-braba	4,00	0,29
<i>Albizia decandra</i>	Saboeiro-amarelo	3,00	0,46
<i>Dialium guianensis</i>	Jutaí-pororoca	2,00	0,11
<i>Ingá alba</i>	Ingá-vermelho	20,00	4,61
<i>Ingá capitata</i>	Ingá-costela	2,00	0,11

Continua...

## ANEXO 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA / NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	N	G (m <sup>2</sup> )
<b>Fabaceae</b>			
<i>Ingá paraensis</i>	Ingá-branco	15,00	1,13
<i>Inga rubiginosa</i>	Ingá-peludo	2,00	0,12
<i>Ingá</i> sp.**	Ingá	23,00	1,74
Não identificado	Não identificado	1,00	0,11
<i>Ormosia flava</i>	Tento-preto	1,00	0,24
<i>Parkia ulei</i>	Esponjeira	1,00	0,40
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	Timborana	2,00	1,72
<i>Swartzia polyphylla</i>	Pitaíca	5,00	1,16
<i>Tachigali</i> sp.	Taxi-preto-folha-pequena	2,00	1,24
<i>Tachigali tinctoria</i>	Taxi-pitomba	3,00	0,69
<b>Humiriaceae</b>			
<i>Endopleura uchi</i>	Uxi	1,00	0,44
<b>Lauraceae</b>			
Não identificado	Não identificado	1,00	0,06
<b>Lecythidaceae</b>			
<i>Corytophora rimosa</i>	Castanharana	5,00	1,58
<i>Eschweilera</i> sp1.**	Matamatá-amarelo	3,00	0,75
<i>Gustavia augusta</i>	Geniparana	2,00	0,07
<b>Malpighiaceae</b>			
<i>Byrsonima densa</i>	Murici-branco	3,00	0,29
<i>Byrsonima stipulacea</i>	Murici-da-mata	2,00	0,11
<b>Malvaceae</b>			
<i>Eriotheca longipedicellata</i>	Mamorana-da-terra-firme	2,00	0,11
<i>Sterculia excelsa</i>	Capoteiro	1,00	0,17
<b>Melastomataceae</b>			
<i>Belucia dichotoma</i>	Goiaba-de-anta	2,00	0,09
<i>Miconia poeppigii</i>	Tinteiro	1,00	0,13
<i>Mouriri collocarpa</i>	Muiráuba-branca	31,00	4,17
<i>Mouriria</i> spp.	Papaterra	3,00	0,27
<b>Moraceae</b>			
<i>Brosimum</i> spp.	Muirapinima	1,00	0,06
<i>Helicostylis</i> spp.	Muiratinga	2,00	0,11
<b>Myristicaceae</b>			
<i>Iryanthera juruensis</i>	Ucuubarana	1,00	0,04
<b>Myrtaceae</b>			
<i>Myrcia splendens</i>	Murta	5,00	0,26
<i>Myrciaria floribunda</i>	Goiabinha	8,00	0,46
<b>Ni</b>			
Não identificado	Não identificado	19,00	1,49
<b>Nyctaginaceae</b>			
<i>Neea floribunda</i>	João-mole	9,00	0,56

Continua...

## ANEXO 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA / NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	N	G (m <sup>2</sup> )
<b>Olacaceae</b>			
<i>Chaunochiton kappleri</i>	Pau-vermelho	1,00	0,20
<i>Dulacia guianensis</i>	Muirapuamarana	1,00	0,06
<i>Minquartia guianensis</i>	Acariquara	2,00	0,69
<b>Opiliaceae</b>			
<i>Clavija lancifolia</i>	Pau-marfim	1,00	0,10
<b>Peraceae</b>			
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	Aracapuri	2,00	0,20
<b>Putranjivaceae</b>			
<i>Drypetes variabilis</i>	Maparana	17,00	0,99
<b>Rubiaceae</b>			
<i>Chimarrhis turbinata</i>	Pau-de-remo	6,00	0,44
<b>Salicaceae</b>			
<i>Casearia javitensis</i>	Café-do-diabo	1,00	0,04
<b>Sapindaceae</b>			
<i>Cupania hirsuta</i>	Pau-de-espeto	1,00	0,04
<i>Toulicia bullata</i>	Pitomba	2,00	0,11
<b>Sapotaceae</b>			
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	Abiú-mocambi	1,00	0,14
<i>Micropholis guyanensis</i>	Mangabarana	6,00	1,79
Não identificado	Não identificado	10,00	2,59
<i>Pouteria caimito</i>	Abiu-seco	1,00	0,09
<i>Pouteria oblanceolata</i>	Abiurana-preta	1,00	0,27
<i>Pouteria oppositifolia</i>	Guajará-bolacha	6,00	2,14
<i>Pouteria</i> sp1.	Abiurana-vermelha	1,00	0,06
<b>Siparunaceae</b>			
<i>Siparuna decipiens</i> **	Capitiú	2,00	0,09
<i>Siparuna guianensis</i>	Capitiú-grande	8,00	0,33
<b>Ulmaceae</b>			
<i>Ampelocera edentula</i>	Trapiarana	2,00	0,13
<b>Urticaceae</b>			
<i>Cecropia obtusa</i>	Embaúba-branca	2,00	0,10
<i>Cecropia sciadophylla</i>	Torém	33,00	2,36
<i>Pourouma miror</i> **	Mapatirana-branca	3,00	0,44
<i>Pourouma</i> spp.	Mapatirana	2,00	0,07
<b>Violaceae</b>			
<i>Rinorea flavescens</i>	Canela-de-jacamim	5,00	0,20
<i>Rinorea guianensis</i>	Acariquarana	10,00	0,61

Onde: NI = não identificada; \*\*espécie anteriormente identificada como duas espécies diferentes.  
 FONTE: Adaptada de Azevedo (2006).

## APÊNDICES

APÊNDICE 1 – ESPÉCIES ENCONTRADAS EM 40 ha DE AMOSTRAGEM, EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ, CLASSIFICADAS POR FAMÍLIAS E COM SEUS RESPECTIVOS NOMES CIENTÍFICOS E VERNACULARES E GRAU DE COMERCIALIZAÇÃO DA MADEIRA (GC): COMERCIAL (CO), POTENCIAL (PO), NÃO-COMERCIAL (NC), INDEFINIDO (IN); ESPÉCIE EM PERIGO (EP); ESPÉCIE VULNERÁVEL (EV).

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Achariaceae</b>			
<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlms.	Farinha-seca	árvore	Nc <sup>1</sup>
<b>Anacardiaceae</b>			
<i>Anacardium giganteum</i> W. Hancock ex Engl.	Cajuaçu	árvore	Co <sup>2</sup>
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	Cajuí	árvore	Co <sup>3</sup>
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Aroeira	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tatapiririca	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Thyrsodium guianense</i> Sagot ex Marchand	Amaparanaré	árvore	Nc <sup>6</sup>
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Breu-de-leite, amaparana	árvore	Co <sup>7</sup>
<b>Annonaceae</b>			
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	Envira-branca, envira-amarela	árvore	Nc <sup>8</sup>
<i>Annona hypoglauca</i> Mart.	Araticum	árvore/ arbusto	Co <sup>9</sup>
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	Envira-aritu, envira-taia, envira-vermelha	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Duguetia cauliflora</i> R.E.Fr.	Envira-surucucu, caniceiro	árvore	Nc <sup>11</sup>
<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	Envira-preta	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Guatteria</i> sp.	Envirinha	-	In
Não identificado	-	-	In
<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E.Fr.	Envirão	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Xylopia nitida</i> Dunal	Envira-cana	árvore	Po <sup>7</sup>
<b>Apocynaceae</b>			
<i>Aspidosperma album</i> (Vahl) Benoist ex Pichon	Araracanga-vermelha	árvore	Co <sup>3</sup>
<i>Aspidosperma carapanauba</i> Pichon	Carapanaúba-amarela	árvore	Co <sup>12</sup>
<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. Ex Müll. Arg.	Carapanaúba	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	Carapanaúba-preta	arbusto	Co <sup>12</sup>
<i>Aspidosperma</i> sp.	Apocynaceae	-	In
<i>Couma guianensis</i> Aubl.	Sorva	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Quinarana	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	Sucuúba-verdadeira	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Lacmellea gracilis</i> (Müll. Arg.) Markgr.	Pau-de-colher	árvore	Nc <sup>10</sup>
<i>Macoubea guianensis</i> Aubl.	Amapá-amargoso	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Tabernaemontana rupicola</i> Benth	Jasmim-da-mata, grão-de-galo, molongó	árvore/ arbusto	Nc <sup>13</sup>
<b>Araliaceae</b>			
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire	Morototó	árvore	Co <sup>4</sup>
<b>Bigoniaceae</b>			
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	Ipê-amarelo, pau-d'arco-amarelo	árvore	Co <sup>14</sup>
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	Parapará	árvore	Co <sup>1</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Boraginaceae</b>			
<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	Freijó-branco	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Cordia exaltata</i> Lam.	Freijó-branco-folha-grande	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Freijó-cinza	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Uruazinho, chapéu-de-sol	árvore/ arbusto	Co <sup>11</sup>
<i>Cordia scabrifolia</i> A.DC.	Freijoarana	árvore	Co <sup>7</sup>
<b>Burseraceae</b>			
Não identificado	-	-	In
<i>Protium altsonii</i> Sandwith	Breu-mescla-folha-pequena	árvore	Po <sup>15</sup>
<i>Protium cuneatum</i> Swart	Breu-pipiranga	árvore	Po <sup>10</sup>
<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	Breu-vermelho, breu-andirobarana	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	Breu-sem-cheiro	árvore/ arbusto	Po <sup>7</sup>
<i>Protium opacum</i> Swart	Breu-jatoá	árvore	Po <sup>4</sup>
<i>Protium pallidum</i> Cuatrec.	Breu-branco	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Protium pilosum</i> (Cuatrec.) Daly	Breu-folha-pequena-peluda	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Protium robustum</i> (Swart) D. M. Porter	Breu-andirobinha	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Breu-pretinho	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Protium trifoliolatum</i> Engl.	Breu-inambu	árvore/ arbusto	Co <sup>7</sup>
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Breu-manga	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Breu-areu-areu	árvore	Co <sup>16</sup>
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	Breu-sucuruba	árvore	Co <sup>1</sup>
<b>Calophyllaceae</b>			
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Jacareúba	árvore	Co <sup>7</sup>
<b>Cardiopteridaceae</b>			
<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	Caferana, taperebarana	árvore	Po <sup>7</sup>
<b>Caryocaraceae</b>			
<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiarana	árvore	Co <sup>4</sup>
<b>Celastraceae</b>			
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A. C. Sm.	Xixuarana	árvore/ arbusto	Po <sup>7</sup>
<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	Xixuá-vermelho	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Maytenus myrsinoides</i> Reissek	Xixuá	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Chrysobalanaceae</b>			
<i>Couepia robusta</i> Huber	Cumaterana, abiurana	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Licania heteromorpha</i> Benth	Macucú	árvore	Nc <sup>1</sup>
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	Caripé-pintadinho	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Licania latifolia</i> Benth. ex Hook. f.	Macucu-vermelho	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Licania laxiflora</i> Fritsch	Anoerá	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Licania paraensis</i> Prance	Caripé	árvore	Po <sup>7</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Chrysobalanaceae</b>			
<i>Licania robusta</i> Sagot	Cariperana-amarela	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Licania</i> sp.	Caripé-da-folha-redonda, macucú-branco	-	In
Não identificado	-	-	In
<i>Parinari montana</i> Aubl.	Parinari, pajurá-da-mata	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Clusiaceae</b>			
<i>Garcinia macrophylla</i> Mart.	Bacuri-pari	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Anani	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Tovomita fructipendula</i> (Ruiz & Pav.) Cambess	Manguirana	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<b>Combretaceae</b>			
<i>Buchenavia guianensis</i> (Aubl.) Alwan & Stace	Tanimbuca-folha-grande	árvore	Po <sup>17</sup>
<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke	Tanimbuca-folha-pequena	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Terminalia amazonia</i> (J. F. Gmel.) Exell	Cuiarana-fruto-alado	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Tanimbuca-amarela	árvore/ arbusto	Co <sup>10</sup>
<b>Connaraceae</b>			
<i>Connarus perrottetti</i> (DC.) Planch.	Cunário, muirassacaca	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Dichapetalaceae</b>			
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl	Louro-capitium	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Ebenaceae</b>			
<i>Diospyros carbonaria</i> Benoist	Caqui-roxo	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Diospyros santaremnensis</i> Sandwith	Caqui-amarelo/caqui- branco	árvore/ arbusto	Po <sup>11</sup>
<i>Diospyros</i> sp.	Caqui	-	In
<i>Diospyros vestita</i> Benoist	Caqui-preto	árvore	Po <sup>7</sup>
<b>Elaeocarpaceae</b>			
<i>Sloanea garckeana</i> K. Schum.	Urucurana	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Sloanea grandis</i> Ducke	Urucurana-folha-grande	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Urucurana-folha-peluda	árvore	Nc <sup>8</sup>
<i>Sloanea obtusa</i> (Splitg.) Schum.	Urucurana-vermelha	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Euphorbiaceae</b>			
<i>Alchorneopsis floribunda</i> (Benth.) Müll. Arg.	Tapiá	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss.) Baill	Urucurana-croton, cajuçara	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	Arraieira	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Conceveiba martiana</i> Baill.	Arraieira-branca	árvore/ arbusto	Nc <sup>2</sup>
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	Pau-doce, mirindiba-doce	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Joannesia heveoides</i> Ducke	Castanha-de-arara	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Mabea speciosa</i> Müll. Arg.	Taquari	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl	Maprounea	árvore/ arbusto	Po <sup>4</sup>
<i>Pausandra trianae</i> (Müll. Arg.) Baill.	Arataciurana	árvore/ arbusto	Nc <sup>17</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Euphorbiaceae</b>			
<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	Arataciú	árvore/ arbusto	Po <sup>7</sup>
<b>Fabaceae</b>			
<i>Abarema cochleata</i> (Willd.) Barneby & J. W. Grimes	Jaca-braba, tento-folha- miúda, ingá-chumbinho	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Saboeiro	árvore/ arbusto	Nc <sup>4</sup>
<i>Albizia decandra</i> (Ducke) Barneby & J. W. Grimes	Saboeiro-amarelo	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	Melancieira	árvore	Co <sup>15</sup>
<i>Amphiodon effusus</i> Huber	Cocão, gema-de-ovo	árvore	Po <sup>9</sup>
<i>Batesia floribunda</i> Benth.	Peito-de-pombo	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	Sucupira-amarela	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Candolleodendron brachystachyum</i> (DC.) R.S.Cowan	Macacaúba	árvore	Co <sup>17</sup>
<i>Cassia spruceana</i> Benth.	Mari-mari-preto-da-terra- firme	árvore	Nc <sup>11</sup>
<i>Chamaecrista adiantifolia</i> H. S. Irwin & Barneby	Muirapaxiúba	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Chamaecrista bahiae</i> (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby	Coração-de-negro	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Copaifera</i> sp.	Copaíba	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Cynometra spruceana</i> Benth	Jutairana, língua-de-onça, pau-santo	árvore/ arbusto	Po <sup>11</sup>
<i>Dalbergia spruceana</i> Benth.	Jacarandá-do-pará	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Jutaí-pororoca	árvore	Co <sup>14</sup>
<i>Dimorphandra gardneriana</i> Tul.	Fava-mapuxiqui	árvore	Co <sup>1</sup>
<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Sucupira-preta	árvore	Nc <sup>4</sup>
<i>Dipteryx magnifica</i> (Ducke) Ducke	Cumaru-rosa	árvore	Co <sup>3</sup>
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Cumaru	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Dussia discolor</i> (Benth.) Amshoff	Mututirana	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Elizabetha bicolor</i> Ducke	Arapari-vermelho	árvore	Nc <sup>11</sup>
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Fava-de-rosca	árvore	Co <sup>19</sup>
<i>Exostyles amazonica</i> Yakovlev	Exostyles	árvore	Nc <sup>10</sup>
<i>Hymenaea courbaril</i> L	Jatobá	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Hymenaea intermedia</i> Ducke	Jutaí-mirim	árvore	Co <sup>1</sup>
<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	Angelim-da-mata	árvore	Ev <sup>18</sup>
<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	Angelim-pedra	árvore	Co <sup>20</sup>
<i>Hymenolobium sericeum</i> Ducke	Angelim	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Ingá-vermelho, ingá-tururi	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Inga capitata</i> Desv.	Ingá-costela, ingá-xixica	árvore	Nc <sup>21</sup>
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	Ingá-amarelo	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá-cipó	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	Ingá-de-periquito	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Inga paraensis</i> Ducke	Ingá-branco	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	Ingá-peludo	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Inga</i> sp.	Ingá	-	In
<i>Leptolobium nitens</i> Vogel	Itaubarana	árvore	Po <sup>9</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Fabaceae</b>			
<i>Macrolobium campestre</i> Huber	Conduru	árvore/ arbusto	Nc <sup>10</sup>
<i>Martiodendron parviflorum</i> (Amshoff) R. C. Koeppen	Muirapixuna	árvore	Po <sup>11</sup>
Não identificado	-	-	In
<i>Ormosia discolor</i> Spruce ex Benth.	Tento-de-folha-graúda	árvore	Po <sup>10</sup>
<i>Ormosia flava</i> (Ducke) Rudd	Tento-preto	árvore	Co <sup>22</sup>
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Tento-amarelo	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Parkia decussata</i> Ducke	Fava-arara-tucupi	árvore	Po <sup>23</sup>
<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	Fava-barriguda, fava-grande	árvore	Co <sup>24</sup>
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Fava-arara	árvore	Co <sup>25</sup>
<i>Parkia nitida</i> Miq.	Fava-core	árvore	Co <sup>26</sup>
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Fava-bolota, visgueiro, muirarema	árvore	Co <sup>26</sup>
<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlmann	Esponjeira	árvore	Co <sup>26</sup>
<i>Peltogyne paradoxa</i> Ducke	Pau-roxo, coataquiçaua	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Platymiscium pinnatum</i> (Jacq.) Dugand	Macacaúba-vermelha	árvore	Co <sup>9</sup>
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (DC.) G. P. Lewis & M. P. Lima	Fava-timborana	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Staminodianthus racemosus</i> (Hoehne) D. B. O. S. Cardoso & H. C. Lima	Sucupira	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Stryphnodendron paniculatum</i> Poepp. & Endl.	Mata-calado	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Barbatimão	árvore	Co <sup>27</sup>
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	Mututi-duro	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Swartzia brachyrachis</i> Harms	Paraputaca	árvore/ arbusto	Po <sup>1</sup>
<i>Swartzia panacoco</i> (Aubl.) R. S. Cowan	Gombeira	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Swartzia polyphylla</i> DC	Pitaíca	árvore	Co <sup>15</sup>
<i>Swartzia racemosa</i> Benth.	Pacapeuá	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Tachigali glauca</i> Tul.	Taxi-preto-folha-graúda	árvore	Co <sup>28</sup>
<i>Tachigali melanocarpa</i> (Ducke) van der Werff	Taxi-vermelho	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Zarucchi & Herend.	Taxi-pitomba-branco	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	Taxi branco	árvore	Co <sup>28</sup>
<i>Tachigali paraensis</i> (Huber) Barneby	Taxirana	árvore	Po <sup>4</sup>
<i>Tachigali</i> sp.	Taxi-preto-folha-pequena	árvore	In
<i>Tachigali tinctoria</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	Taxi-pitomba, taxi-peludo	árvore	Po <sup>11</sup>
<i>Trischidium alternum</i> (Benth.) H. E. Ireland	Gombeira-amarela, gombeira-branca	árvore/ arbusto	Po <sup>11</sup>
<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	Fava-bolacha	árvore	Co <sup>6</sup>
<i>Vatairea</i> sp.	Fava-doce	árvore	In
<i>Vataireopsis speciosa</i> Ducke	Fava-amargosa	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Vouacapoua americana</i> Aubl.	Acapu	árvore	Ep <sup>18</sup>
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Arandeuá, ingarana	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J. W. Grimes	Angelim-rajado	árvore	Co <sup>11</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Goupiaceae</b>			
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Cupiúba	árvore	Co <sup>1</sup>
<b>Humiriaceae</b>			
<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	Uxi-liso	árvore	Co <sup>4</sup>
Não identificado	Humiriaceae	-	In
<i>Sacoglottis amazonica</i> Mart.	Uchirana-branca-da-várzea	árvore	Co <sup>22</sup>
<i>Vantanea guianensis</i> Aubl.	Axuá	árvore	Co <sup>5</sup>
<b>Hypericaceae</b>			
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers	Lacre-branco	árvore/ arbusto	Nc <sup>29</sup>
<i>Vismia</i> sp.	Lacre	árvore/ arbusto	Nc <sup>1</sup>
<b>Icacinaceae</b>			
<i>Emmotum fagifolium</i> Desv. ex Ham.	Muirachimbé	árvore/ arbusto	Po <sup>7</sup>
<i>Poraqueiba guianensis</i> Aubl.	Caferana-branca, umarirana	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Lacistemataceae</b>			
<i>Lacistema aggregatum</i> (P. J. Bergius) Rusby	Mata-calado-falso	árvore/ arbusto	Nc <sup>1</sup>
<b>Lamiaceae</b>			
<i>Vitex triflora</i> Vahl.	Tarumã	árvore/ arbusto	Po <sup>1</sup>
<b>Lauraceae</b>			
<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Preciosa	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez	Louro-peludo	árvore	Co <sup>30</sup>
<i>Aniba megaphylla</i> Mez	Louro-amarelo, louro-pimenta, louro-tamanco	árvore/ arbusto	Co <sup>31</sup>
<i>Aniba parviflora</i> (Meisn.) Mez	Louro-rosa	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Aniba</i> sp.	Louro-caraxio	-	In
<i>Licaria</i> sp1.	Louro-preto	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Mezilaurus lindaviana</i> Schwacke & Mez	Itaúba-abacate, itaúba-amarela	árvore/ arbusto	Co <sup>11</sup>
Não identificado	-	-	In
<i>Nectandra</i> sp1	Louro-grande	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Ocotea amazonica</i> (Meisn.) Mez	Louro-branco	árvore	Co <sup>6</sup>
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Canela-de-cheiro	árvore/ arbusto	Co <sup>7</sup>
<i>Ocotea petalanthra</i> (Meisn.) Mez.	Louro-abacate	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Ocotea</i> sp1	Canela-amarela	-	In
<i>Ocotea</i> sp2.	Louro-puchuri	-	In
<i>Ocotea splendens</i> (Meisn.) Baill	Louro-canela	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Persea jariensis</i> Vattimo-Gil	Louro-cravo	árvore	Co <sup>32</sup>
<b>Lecythidaceae</b>			
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Castanha-do-pará	árvore	Ev <sup>18</sup>
<i>Cariniana</i> sp.	Sem nome comum	árvore	In

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Lecythidaceae</b>			
<i>Corythophora rimosa</i> W. A. Rodrigues	Castanharana	árvore	Po <sup>3</sup>
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Tauari-folha-peluda	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & Kunth	Tauari-folha-pequena	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Eschweilera amazonica</i> R. Knuth	Matamatá-ci	árvore	Nc <sup>4</sup>
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Matamatá-branco	árvore	Co <sup>22</sup>
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	Matamatá-preto	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Eschweilera paniculata</i> (O. Berg) Miers	Matamatá-jibóia	árvore	Co <sup>33</sup>
<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S. A. Mori	Matamatá-vermelho	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Eschweilera</i> sp1.	Matamatá-amarelo	árvore	In
<i>Gustavia augusta</i> L.	Jeniparana	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S. A. Mori	Jarana	árvore	Co <sup>22</sup>
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	árvore	Co <sup>22</sup>
<i>Lecythis poiteaui</i> O. Berg	Jarana-amarela, jarana-branca	árvore	Co <sup>34</sup>
<b>Malpighiaceae</b>			
<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	Muruci-branco	árvore	Co <sup>35</sup>
<i>Byrsonima stipulacea</i> A. Juss.	Muruci-da-mata	árvore	Nc <sup>21</sup>
<b>Malvaceae</b>			
<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	Pente-de-macaco	arbusto	Co <sup>1</sup>
<i>Eriotheca longipedicellata</i> (Ducke) A. Robyns	Mamorana-da-terra-firme	árvore	Co <sup>36</sup>
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Mutamba-preta	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Mamorana-da-casca-dura	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	Inajarana	arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Sterculia excelsa</i> Mart.	Capoteiro, cupuaçu-da-mata	árvore	Po <sup>4</sup>
<i>Sterculia</i> sp.	Capoteiro-branco	árvore	In
<i>Theobroma sylvestre</i> Mart.	Cacau-da-mata	árvore	Co <sup>5</sup>
<b>Melastomataceae</b>			
<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	Goiaba-de-anta	árvore	Nc <sup>4</sup>
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Araçá-de-anta	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Bellucia</i> sp.	Muúba	-	In
<i>Miconia mirabilis</i> (Aubl.) L. O. Williams	Canela-de-veado, papaterra	árvore/ arbusto	Nc <sup>1</sup>
<i>Miconia</i> sp.	Papaterra	-	In
<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	Muiráuba, caingá	árvore	Nc <sup>1</sup>
<i>Mouriri collocarpa</i> Ducke	Miráuba-amarela	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	Tinteiro	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Mouriri</i> sp.	Muiráuba-branca	-	In
<b>Meliaceae</b>			
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Andiroba	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Guarea grandifolia</i> DC.	Jitó	árvore	Co <sup>37</sup>
<i>Guarea</i> sp.	Jataúba	árvore	In
Não identificado	-	-	In

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Meliaceae</b>			
<i>Trichilia septentrionalis</i> C. DC.	Andirobarana	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Trichilia lecointei</i> Ducke	Jataúba-vermelha, jataúba-branca	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Trichilia</i> sp.	Trichilia	-	In
<b>Moraceae</b>			
<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	Tatajuba	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	Mururé-vermelho	árvore	Co <sup>36</sup>
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Janitá-amarelo, janitá-branco, janitá-vermelho	árvore/ arbusto	Co <sup>4</sup>
<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C. C. Berg	Amapaí, pama, inharé	árvore	Co <sup>38</sup>
<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	Amapá-doce	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Muirapiranga, apazeiro	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Brosimum</i> sp.	Muirapinima	-	In
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	Janitá	árvore/ arbusto	Co <sup>15</sup>
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Guariúba	arbusto	Co <sup>1</sup>
<i>Helicostylis</i> sp.	Muiratinga	árvore	In
<i>Maquira</i> sp.	Sem nome comum	árvore	In
Não identificado	Moraceae	-	In
<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke	Mão-de-onça	árvore	Co <sup>39</sup>
<i>Trymatococcus amazonicus</i> Poepp. & Endl.	Mururé	árvore	Co <sup>10</sup>
<b>Myristicaceae</b>			
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Ucuubarana	árvore	Co <sup>22</sup>
<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A.DC.) Warb.	Ucuúba-de-folha-grande, ucuubão	árvore	Co <sup>32</sup>
<i>Virola michelii</i> Heckel	Ucuúba-vermelha, ucuúba-da-terra-firme, ucuúba-preta	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Virola multcostata</i> Ducke	Ucuúba-peluda	árvore	Co <sup>1</sup>
<i>Virola</i> sp.	Ucuúba	árvore	In
<b>Myrtaceae</b>			
<i>Eugenia cupulata</i> Amshoff	Sem nome comum	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Eugenia moschata</i> (Aubl.) Nied. ex T. Durand & B. D. Jacks.	Araçá-da-mata	árvore	Nc <sup>4</sup>
<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Ginja-de-jabuti	árvore/ arbusto	Po <sup>7</sup>
<i>Myrcia amapensis</i> McVaugh	Murta-roxa	árvore	In
<i>Myrcia clusiifolia</i> (Kunth) DC.	Murta-folha-redonda	árvore	Co <sup>40</sup>
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Murta	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Goiabinha, goiabarana	árvore	Nc <sup>41</sup>
Não identificado		-	In
<b>Nyctaginaceae</b>			
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl	João-mole	árvore/ arbusto	Nc <sup>4</sup>
<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav	João-mole	árvore/ arbusto	Po <sup>7</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Ochnaceae</b>			
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	Pau-de-serra, pau-de-cobra	árvore	Nc <sup>1</sup>
<b>Olacaceae</b>			
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	Pau-vermelho	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Dulacia guianensis</i> (Engl.) Kuntze	Muirapuamarana	árvore/ arbusto	Co <sup>42</sup>
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Acariquara	árvore	Co <sup>4</sup>
Não identificado	-	-	In
<b>Peraceae</b>			
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	Aracapuri, amarelinho	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<b>Polygonaceae</b>			
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	Tabocão	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Primulaceae</b>			
<i>Clavija lancifolia</i> Desf.	Marapuama, pau-marfim, marfim-preta	árvore	Nc <sup>43</sup>
<b>Putranjivaceae</b>			
<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	Marapanã	árvore	Co <sup>5</sup>
<b>Quiinaceae</b>			
<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A. C. Sm	Papo-de-mutum	árvore	Nc <sup>1</sup>
<b>Rhamnaceae</b>			
Não identificado	-	-	In
<b>Rosaceae</b>			
<i>Prunus</i> sp.	Sem nome comum	-	In
<b>Rubiaceae</b>			
<i>Alibertia sorbilis</i> Ducke	Puruí-grande	árvore	Co <sup>44</sup>
<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Pau-de-remo	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Coussarea</i> sp.	Caferana-vermelha	-	In
<i>Duroia</i> sp.	Puruizinho	árvore	In
<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl) Pohl	Bacabinha	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Ferdinandusa paraensis</i> Ducke	Bacabinha-quina	árvore	Nc <sup>7</sup>
Não identificado	Rubiaceae	-	In
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Caferana-folha-grande	árvore/ arbusto	Nc <sup>17</sup>
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	Posoqueria	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Psychotria mapourioides</i> DC.	Psychotria, pimenta-de-jacú	árvore/ arbusto	Nc <sup>8</sup>
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC	Limão-brabo, limorana	árvore/ arbusto	Nc <sup>41</sup>
<b>Rutaceae</b>			
<i>Metrodorea flavida</i> K. Krause	Três-folhas	árvore	Nc <sup>10</sup>
<i>Zanthoxylum</i> sp1.	Tamanqueira	-	In
<b>Salicaceae</b>			
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Canela-de-velho	árvore/ arbusto	Nc <sup>4</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Salicaceae</b>			
<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	Caferana-pitumba	árvore	Nc <sup>11</sup>
<i>Casearia</i> sp.	Passarinheira	-	In
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Caferana-folha-miúda	árvore/ arbusto	Nc <sup>7</sup>
<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	Sardinheira	árvore/ arbusto	Nc <sup>11</sup>
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	Pau-jacaré	árvore	Co <sup>1</sup>
Não identificado	-	-	In
<b>Sapindaceae</b>			
<i>Cupania hirsuta</i> Radlk.	Pau-de-espeto	árvore/ arbusto	Nc <sup>11</sup>
<i>Toulicia bullata</i> Radlk.	Caneleiro, pitomba	árvore	Nc <sup>11</sup>
<b>Sapotaceae</b>			
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	Goiabão	árvore	Co <sup>36</sup>
<i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC.	Abiú-mocambi	árvore	Co <sup>5</sup>
<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni	Ucuquirana	árvore	Co <sup>45</sup>
<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Abiu-seringarana	árvore	Co <sup>45</sup>
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach	Maçaranduba	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Manilkara</i> sp.	Maparajuba	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	Abiu-pitomba-de-leite	árvore	Co <sup>45</sup>
<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	Mangabarana	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Abiu-mangabinha	árvore/ arbusto	Co <sup>4</sup>
Não identificado	-	-	In
<i>Pouteria anomala</i> (Pires) T. D. Penn.	Abiu-rosadinho	árvore	Co <sup>45</sup>
<i>Pouteria bilocularis</i> (H. K. A. Winkl.) Baehni	Guajará-branco	árvore	Co <sup>4</sup>
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Abiu-seco	árvore/ arbusto	Co <sup>5</sup>
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	Abiu-parurú	árvore	Co <sup>45</sup>
<i>Pouteria decorticans</i> T.D.Penn.	Abiu-arrepiado	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Pouteria decussata</i> (Ducke) Baehni	Abiu-amargoso	árvore	Ep <sup>18</sup>
<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	Abiu-peludo, guajará	árvore	Po <sup>7</sup>
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	Abiu-vermelho	árvore	Co <sup>1</sup>
<i>Pouteria multiflora</i> (A.DC.) Eyma	Abiu-cutite	árvore	Ev <sup>18</sup>
<i>Pouteria oblanceolata</i> Pires	Abiurana-preta	árvore	Co <sup>46</sup>
<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	Guajará-bolacha	árvore	Co <sup>10</sup>
<i>Pouteria pariry</i> (Ducke) Baehni	Frutão	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Abiu-casca-grossa-folha-grande	árvore/ arbusto	Co <sup>45</sup>
<i>Pouteria rodriguesiana</i> Pires & T.D.Penn.	Abiu-cutite-ferro	árvore	Po <sup>17</sup>
<i>Pouteria</i> sp1.	Abiurana-vermelha	-	In
<b>Simaroubaceae</b>			
<i>Simaba cedron</i> Planch.	Pau-para-tudo	árvore	Nc <sup>1</sup>
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Marupá	árvore	Co <sup>14</sup>

Continua...

## APÊNDICE 1 – CONTINUAÇÃO

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	HÁBITO	GC
<b>Siparunaceae</b>			
<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	Capitiú	árvore	Nc <sup>1</sup>
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Capitiú-grande	árvore/ arbusto	Nc <sup>8</sup>
<b>Ulmaceae</b>			
<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlms.	Trapiarana	árvore	Po <sup>7</sup>
<b>Urticaceae</b>			
<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	Embaúba-branca	árvore	Nc <sup>7</sup>
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Embaúba-vermelha, torém	árvore	Co <sup>47</sup>
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Embaubarana, embaúba- vick	arbusto	Co <sup>40</sup>
<i>Pourouma minor</i> Benoist	Mapatirana-branca	árvore	Co <sup>32</sup>
<i>Pourouma</i> sp.	Mapatirana	árvore	In
<b>Violaceae</b>			
<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	Paparola	árvore/ arbusto	Nc <sup>1</sup>
<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	Canela-de-jacamim	árvore	Nc <sup>4</sup>
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Acariquarana	árvore	Nc <sup>4</sup>
<i>Rinorea neglecta</i> Sandwith	Sem nome comum	árvore	Nc <sup>7</sup>
<b>Vochysiaceae</b>			
<i>Erisma</i> sp1.	Jabuti-vermelho	árvore	In
<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	Quarubarana	árvore	Co <sup>1</sup>
Não identificado	-	-	In
<i>Qualea paraensis</i> Ducke	Mandioqueira-áspera	árvore	Co <sup>6</sup>
<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	Mandioqueira-lisa	árvore	Co <sup>7</sup>
<i>Vochysia guianensis</i> Aubl.	Quarubatinga	árvore	Co <sup>1</sup>
<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Quaruba-rosa	árvore	Co <sup>11</sup>
<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	Quaruba	árvore	Co <sup>7</sup>

FONTE: <sup>1</sup>Lopes, *et al.* (2001); <sup>2</sup>Lima *et al.* (2011); <sup>3</sup>Ferraz *et al.* (2004); <sup>4</sup>Pinheiro *et al.* (2007); <sup>5</sup>Fonseca *et al.* (2005); <sup>6</sup>Nemer (2014); <sup>7</sup>Amaral *et al.* (2009); <sup>8</sup>Nunes (2010); <sup>9</sup>Wittmann *et al.* (2010); <sup>10</sup>Consulta a especialistas; <sup>11</sup>Azevedo *et al.* (2008); <sup>12</sup>Reis (2015); <sup>13</sup>Junk (1997); <sup>14</sup>Soares (2009); <sup>15</sup>Gouveia *et al.* (2011); <sup>16</sup>Dias *et al.* (2009); <sup>17</sup>Vasconcelos Neto (2012); <sup>18</sup>Brasil (2014); <sup>19</sup>Ramos e Ferraz (2008); <sup>20</sup>Oliveira *et al.* (2010); <sup>21</sup>Garay e Rizzini (2004); <sup>22</sup>Alvino *et al.* (2005); <sup>23</sup>Sarquis e Secco (2006); <sup>24</sup>Reis *et al.* (2014); <sup>25</sup>Araújo *et al.* (2014); <sup>26</sup>Cruz *et al.* (2001); <sup>27</sup>Carrero *et al.* (2014); <sup>28</sup>Braga *et al.* (2013); <sup>29</sup>Marinho-Filho e Vasconcelos-Neto (1994); <sup>30</sup>Lima *et al.* (2002); <sup>31</sup>Matos e Amaral (1999); <sup>32</sup>Aparício (2013); <sup>33</sup>Ribeiro *et al.* (2013a); <sup>34</sup>Silveira *et al.* (2013); <sup>35</sup>Ribeiro (2013b); <sup>36</sup>Oliveira (2011); <sup>37</sup>Castillo e Cueto (1996); <sup>38</sup>Mazzei e Ruschel (2014); <sup>39</sup>Santos (1988); <sup>40</sup>Lorenzi (2013); <sup>41</sup>Rolim *et al.* (1999); <sup>42</sup>Salomão *et al.* (2007); <sup>43</sup>Coelho *et al.* (2012); <sup>44</sup>Araújo e Silva (2000); <sup>45</sup>Reis *et al.* (2013); <sup>46</sup>Lira *et al.* (2009); <sup>47</sup>Martins-da-Silva *et al.* (2012).

APÊNDICE 2 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO NÚMERO DE ESPÉCIES CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS ANO, TRATAMENTO E CLASSE DE TAMANHO, COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO		ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$	52,2923	0,2469	
Ano	$\beta_1$	-1,9175	0,4924	1,60
Ano	$\beta_2$	-2,0237	0,4924	1,60
Ano	$\beta_3$	1,77	0,4924	1,60
Ano	$\beta_4$	3,0325	0,4924	1,60
Tratamento	$\beta_5$	2,0077	0,7576	1,65
Tratamento	$\beta_6$	0,07436	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_7$	0,491	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_8$	1,041	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_9$	-0,559	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{10}$	-0,8923	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{11}$	-3,9256	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{12}$	0,8744	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{13}$	0,2077	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{14}$	-0,9423	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{15}$	0,9077	0,8631	1,84
Tratamento	$\beta_{16}$	0,241	0,8631	1,84
CT	$\beta_{17}$	3,6325	0,4265	1,50
CT	$\beta_{18}$	-27,6075	0,4265	1,50
CT	$\beta_{19}$	-2,2325	0,4265	1,50

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Tratamento = intensidade de colheita + intensidade de desbaste; CT = classe de tamanho.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 3 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO NÚMERO DE ESPÉCIES CONSIDERANDO AS VARIÁVEIS ANO, INTENSIDADE DE COLHEITA E CLASSE DE TAMANHO, COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO		ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$	53,2042	0,2790	
Ano	$\beta_1$	-1,7475	0,4991	1,60
Ano	$\beta_2$	-1,8787	0,4991	1,60
Ano	$\beta_3$	1,7400	0,4991	1,60
Ano	$\beta_4$	2,7837	0,4991	1,60
Colheita	$\beta_5$	1,5958	0,6239	2,25
Colheita	$\beta_6$	-1,3792	0,4262	1,75
Colheita	$\beta_7$	-0,3167	0,4262	1,75
CT	$\beta_8$	3,765	0,4322	1,50
CT	$\beta_9$	-28,105	0,4322	1,50
CT	$\beta_{10}$	-2,1400	0,4322	1,50

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Colheita = intensidades de colheita; CT = classe de tamanho.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 4 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DA SIMILARIDADE DE ESPÉCIES ( $C_s$ ) DE ESPÉCIES ENTRE AS INTENSIDADES DE COLHEITA DENTRO DE UM MESMO ANO COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO		ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$	0,4685	0,0005	
Ano	$\beta_1$	-0,0013	0,0007	1,60
Ano	$\beta_2$	-0,0018	0,0007	1,60
Ano	$\beta_3$	0,0016	0,0007	1,60
Ano	$\beta_4$	-0,0001	0,0007	1,60
Colheita	$\beta_5$	-0,0114	0,0006	1,39
Colheita	$\beta_6$	0,0058	0,0006	1,18
Colheita	$\beta_7$	-0,0025	0,0007	2,22
Colheita	$\beta_8$	0,0012	0,0006	2,01

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Colheita = intensidade de colheita.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 5 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DA SIMILARIDADE ( $C_s$ ) DE ESPÉCIES DENTRO DE CADA TRATAMENTO NO DECORRER DOS ANOS COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$ 0,4785	0,0004	
Tratamento	$\beta_1$ 0,0081	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_2$ 0,0062	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_3$ -0,0033	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_4$ -0,0051	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_5$ -0,0011	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_6$ 0,0035	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_7$ -0,0031	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_8$ 0,0026	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_9$ -0,0032	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_{10}$ -0,0037	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_{11}$ -0,0010	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_{12}$ -0,0017	0,001	1,85
Tratamento	$\beta_{13}$ -0,0086	0,0005	1,37
Ano	$\beta_{14}$ -0,008	0,0005	1,20
Ano	$\beta_{15}$ 0,0034	0,0006	1,21
Ano	$\beta_{16}$ 0,0181	0,0008	3,07
Ano	$\beta_{17}$ 0,0050	0,0006	2,33
Ano	$\beta_{18}$ -0,0082	0,0005	2,30

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Tratamento = intensidade de colheita + intensidade de desbaste.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 6 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$ 10548,5000	162,4530	
Ano	$\beta_1$ -29,6875	290,6040	1,60
Ano	$\beta_2$ 457,3000	290,6040	1,60
Ano	$\beta_3$ 2956,7900	290,6040	1,60
Ano	$\beta_4$ -935,7560	290,6040	1,60
CT	$\beta_5$ -9696,4600	251,670	1,50
CT	$\beta_6$ 3218,6900	251,670	1,50
CT	$\beta_7$ 17004,7000	251,670	1,50
Colheita	$\beta_8$ -774,1410	363,2550	2,25
Colheita	$\beta_9$ -56,9365	248,1500	1,75
Colheita	$\beta_{10}$ 133,0720	248,1500	1,75

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Colheita = intensidade de colheita.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 7 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE SIMPSON COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$ 0,9789	0,0002	
Tratamento	$\beta_1$ 0,0005	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_2$ -0,0019	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_3$ -0,0007	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_4$ 0,0014	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_5$ -0,0001	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_6$ -0,0021	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_7$ -0,0014	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_8$ 0,0015	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_9$ 0,0008	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_{10}$ 0	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_{11}$ 0,0009	0,0008	1,85
Tratamento	$\beta_{12}$ 0,0016	0,0008	1,85
Ano	$\beta_{13}$ -0,0030	0,0005	1,60
Ano	$\beta_{14}$ 0,0009	0,0005	1,60
Ano	$\beta_{15}$ 0,0006	0,0005	1,60
Ano	$\beta_{16}$ 0,0024	0,0005	1,60

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Tratamento = intensidade de colheita + intensidade de desbaste.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 8 – PARÂMETROS DO MODELO LINEAR GENERALIZADO PARA A ESTIMATIVA DE FREQUÊNCIA ABSOLUTA, COM SUAS RESPECTIVAS ESTATÍSTICAS OBTIDAS PELO TESTE DE RAZÃO DE VEROSSIMILHANÇA, A 95% DE PROBABILIDADE.

PARÂMETRO		ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Constante	$\beta_0$	0,0105	0,0001	
Ano	$\beta_1$	0,0004	0,0001	1,63
Ano	$\beta_2$	0,0003	0,0001	1,62
Ano	$\beta_3$	0,0003	0,0002	1,68
Ano	$\beta_4$	-0,0004	0,0001	1,61
Tratamento	$\beta_5$	-0,0004	0,0003	2,06
Tratamento	$\beta_6$	-0,0003	0,0003	1,96
Tratamento	$\beta_7$	0,0000	0,0003	1,87
Tratamento	$\beta_8$	0,0007	0,0003	1,88
Tratamento	$\beta_9$	0,0000	0,0002	1,78
Tratamento	$\beta_{10}$	-0,0002	0,0002	1,80
Tratamento	$\beta_{11}$	0,0006	0,0003	1,90
Tratamento	$\beta_{12}$	0,0004	0,0003	1,89
Tratamento	$\beta_{13}$	-0,0001	0,0002	1,80
Tratamento	$\beta_{14}$	0,0002	0,0003	1,90
Tratamento	$\beta_{15}$	-0,0002	0,0002	1,79
Tratamento	$\beta_{16}$	-0,0004	0,0003	1,87
Espécie	$\beta_{17}$	-0,0040	0,0005	2,40
Espécie	$\beta_{18}$	0,0037	0,0004	2,06
Espécie	$\beta_{19}$	0,0016	0,0004	2,06
Espécie	$\beta_{20}$	0,0045	0,0004	1,98
Espécie	$\beta_{21}$	0,0034	0,0004	1,98
Espécie	$\beta_{22}$	0,0047	0,0004	2,06
Espécie	$\beta_{23}$	0,0000	0,0005	2,54
Espécie	$\beta_{24}$	0,0045	0,0004	1,98
Espécie	$\beta_{25}$	0,0029	0,0005	2,43
Espécie	$\beta_{26}$	-0,0041	0,0005	2,40
Espécie	$\beta_{27}$	-0,0061	0,0006	3,13
Espécie	$\beta_{28}$	-0,0058	0,0004	1,98
Espécie	$\beta_{29}$	0,0025	0,0004	2,03
Espécie	$\beta_{30}$	0,0028	0,0005	2,26
Espécie	$\beta_{31}$	0,0020	0,0005	2,40
Espécie	$\beta_{32}$	-0,0004	0,0004	2,04
Espécie	$\beta_{33}$	0,0004	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{34}$	-0,0055	0,0005	2,14
Espécie	$\beta_{35}$	-0,0011	0,0005	2,23
Espécie	$\beta_{36}$	-0,0042	0,0005	2,26
Espécie	$\beta_{37}$	0,0050	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{38}$	0,0005	0,0005	2,58
Espécie	$\beta_{39}$	0,0028	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{40}$	-0,0017	0,0005	2,14

Continua...

## APÊNDICE 8 – CONTINUAÇÃO

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	FIV
Espécie	$\beta_{41}$ -0,0009	0,0004	2,03
Espécie	$\beta_{42}$ -0,0059	0,0005	2,58
Espécie	$\beta_{43}$ 0,0005	0,0004	2,04
Espécie	$\beta_{44}$ -0,0033	0,0005	2,40
Espécie	$\beta_{45}$ 0,0002	0,0005	2,14
Espécie	$\beta_{46}$ -0,0020	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{47}$ 0,0009	0,0004	2,04
Espécie	$\beta_{48}$ 0,0073	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{49}$ -0,0008	0,0004	2,04
Espécie	$\beta_{50}$ -0,0053	0,0005	2,43
Espécie	$\beta_{51}$ -0,0026	0,0004	2,04
Espécie	$\beta_{52}$ -0,0013	0,0004	2,04
Espécie	$\beta_{53}$ 0,0010	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{54}$ 0,0041	0,0004	1,96
Espécie	$\beta_{55}$ 0,0004	0,0004	1,96
CT	$\beta_{56}$ -0,0007	0,0001	1,50
CT	$\beta_{57}$ 0,0007	0,0001	1,50
CT	$\beta_{58}$ 0,0027	0,0001	1,50

Onde: FIV = Fator de inflação de variância; Tratamento = intensidade de colheita+ intensidade de desbaste; CT = classe de tamanho.

FONTE: A autora (2016).

APÊNDICE 9 – GRUPOS DE DISSIMILARIDADE ENTRE PARCELAS (40 ha), COM BASE NA DENSIDADE DAS  $S_{50\%}$ , ESTABELECIDOS PELO MÉTODO DO VIZINHO MAIS DISTANTE, A PARTIR DAS DISTÂNCIAS EUCLIDIANAS, COM SEUS CORRESPONDENTES NÍVEIS DE DESBASTE E COLHEITA EM 27 ANOS DE MONITORAMENTO, NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ.

ANO	GRUPO	PARCELAS	COLHEITA	DESBASTE	TRATAMENTO
1984	1	1	-	-	T0
		310	25%	70%	T8
		311	25%	-	T5
	2	2	-	-	T0
		102, 202	35%	30%	T10
	3	4	-	-	T0
		206, 312, 101	25%	30%	T6
		203	25%	50%	T7
		109, 306	15%	50%	T3
		212, 110	25%	70%	T8
		308, 106	15%	-	T1
		112, 210	15%	70%	T4
		307, 103	15%	30%	T2
		302	35%	30%	T10
		105, 208, 301	35%	70%	T12
		205, 303	35%	-	T9
	209, 107	25%	-	T5	
	4	108, 304	35%	50%	T11
		111	35%	-	T9
	5	201	15%	-	T1
		207	15%	30%	T2
		309	25%	50%	T7
		204	15%	50%	T3
		211	35%	50%	T11
6*	3	-	-	T0	
	104	25%	50%	T7	
	305	15%	70%	T4	
1994	1	1	-	-	T0
		202	35%	30%	T10
		101	25%	30%	T6
		204	15%	50%	T3
		309, 203	25%	50%	T7
		210	15%	70%	T4
		308	15%	-	T1
	205	35%	-	T9	
	2*	201	15%	-	T1
		211, 304	35%	50%	T11
		311	25%	-	T5
		307	15%	30%	T2
		306	15%	50%	T3
		310	25%	70%	T8
	3	301	35%	70%	T12
		2, 4, 3	-	-	T0
	4	103	15%	30%	T2
		112	15%	70%	T4
		106	15%	-	T1
	5	102, 302	35%	-	T10
		105	35%	70%	T12
		212	25%	70%	T8
		206, 312	25%	30%	T6
		209	25%	-	T5
303, 111		35%	-	T9	

Continua...

## APÊNDICE 9 – CONTINUAÇÃO

ANO	GRUPO	PARCELAS	COLHEITA	DESBASTE	TRATAMENTO
1994	5	104	25%	50%	T7
		305	15%	70%	T4
	6	107	25%	-	T5
		110	25%	70%	T8
		207	15%	30%	T2
		108	35%	50%	T11
		109	15%	70%	T3
208	35%	70%	T12		
2011	1	1	-	-	T0
		110	25%	70%	T8
		105	35%	70%	T12
		111	35%	-	T9
		107	25%	-	T5
		112	15%	70%	T4
	2	2,3	-	-	T0
		102, 202, 302	35%	30%	T10
	3	303, 205	35%	-	T9
		203, 104, 309	25%	50%	T7
		311, 209	25%	-	T5
		208, 301	35%	70%	T12
		201, 308	15%	-	T1
		312, 206	25%	30%	T6
		304, 211	35%	50%	T11
		306	15%	50%	T3
		307, 103	15%	30%	T2
		305	15%	70%	T4
	4	106	15%	-	T1
		204	15%	70%	T3
207		15%	30%	T2	
5*	4	-	-	T0	
	101	25%	30%	T6	
	210	15%	70%	T4	
	212, 310	25%	70%	T8	
6	108	35%	50%	T11	
	109	15%	50%	T3	

\*Grupos diferentes pela linha de corte, porém agrupados para facilitar as análises.

FONTE: A autora (2016).